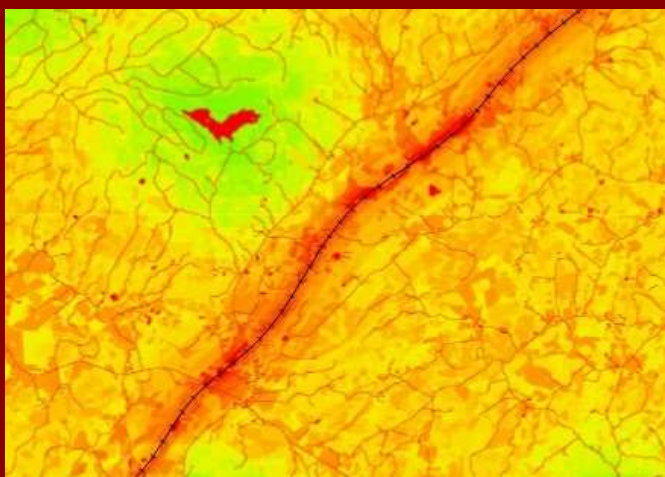


RAPPORT

Samhällsekonomisk semi-kvantitativ värdering av naturintrångseffekter

Slutrapport från forskningsprojektet SVING



Trafikverket

Postadress: Trafikverket, 781 89 Borlänge

E-post: trafikverket@trafikverket.se

Telefon: 0771-921 921, Texttelefon: 010-123 50 00

Konfidentialitetsnivå: 1

Dokumenttitel: Samhällsekonomisk semi-kvantitativ värdering av naturintrångseffekter: Slutrapport från forskningsprojektet SVING

Författare: Cecilia Håkansson, Tore Söderqvist, Xi-Lillian Pang, Linus Hasselström

Dokumentdatum: 2024-12-19

Kontaktperson: thomas.broberg@trafikverket.se

Publikationsnummer: 2024:195

ISBN 978-91-8045-405-6

Illustration: Xi-Lillian Pang, 2024

Innehåll

Förord	5
Förkortningar	7
Sammanfattning	8
1 Inledning	12
1.1 Rapportens syfte och innehåll.....	12
1.2 Tidigare resultat från projektet	14
2 Teori och metodik	16
2.1 Samhällsekonomisk värdering.....	16
2.2 Ekosystemtjänstansatsen	18
2.2.1 Definitionen av ekosystemtjänster	18
2.2.2 Olika typer av ekosystemtjänster	19
2.2.3 Kaskadmodellen	20
2.3 Geografiska informationssystem (GIS)	23
2.3.1 Allmänt	23
2.3.2 Några grundläggande GIS-begrepp	24
2.4 Semi-kvantitativ värdering: Exempel från Norge	26
3 Grundlista på ekosystemtjänster	31
3.1 Bakgrund	31
3.2 Grundlista på ekosystemtjänster.....	31
3.3 Hur kan listningen användas?.....	35
4 Metod för semi-kvantitativ värdering av ekosystemtjänster	38
4.1 Inledning.....	38
4.2 Semi-kvantitativ värdering av förändrat tillhandahållande	39
4.2.1 Attribut och poängsättning av dessa	39
4.2.2 Viktning och beräkning av totalpoäng	41
4.3 Att inkludera nyttjandet i den semi-kvantitativa värderingen.....	42
4.4 Att dra slutsatser.....	44
4.5 Att genomföra poängsättning och viktning i praktiken	46

5 Semi-kvantitativ värdering med ekosystemtjänstansats och GIS.....	48
5.1 Val av fallstudie	48
5.2 Semi-kvantitativ värdering med hjälp av GIS: Närrekreation	49
5.2.1 Rekreationspotential: Attribut, poängsättning och viktning	51
5.2.2 Kartlager och attribut	55
5.2.3 Viktning och hopslagning av kartlager.....	59
5.2.4 Nyttjandepotential och GIS	62
5.2.5 Slutlig välfärdsindikator och GIS	64
6 Diskussion	66
6.1 GIS som verktyg, semi-kvantitativ metodik, resultat och implikationer	66
6.2 Framtida utveckling och användning.....	69
6.2.1 Att skapa synergier och effektivisera.....	69
6.2.2 Vilka ekosystemtjänster ska prioriteras?	71
6.2.3 Elefanten i rummet.....	72
7 Slutsatser och rekommendationer.....	74
Referenser	76
Appendix 1 Kodning i ArcGIS.....	82

Förord

Vi vill tacka alla på Trafikverket som gett oss input under forskningsprojektets gång. I synnerhet vill vi tacka Stefan Grudemo som dels varit vår kontaktperson på Trafikverket och dels varit med i projektets referensgrupp. Vi tackar även resterande personer i vår referensgrupp: Thomas Broberg, Linus Karlsson och Johan Rydlöv. Under projektets första del skrevs en delrapport (Håkansson och Söderqvist, 2023), vilken ligger till grund för denna slutrapport. Här vill vi tacka dem som ställde upp på individuella intervjuer, var behjälpliga vid frågor och diskussioner samt gav feedback på rapporten. Flera av dessa personer ingick i projektets referensgrupp, därtill var även andra personer inom Trafikverkets organisation minst lika behjälpliga: Helen Ahlenius, Agnes von Koch, Christina Ripa, Anna Rönnstedt, Lova Wigvall och Jenny Åkerholm. Dessa personer har en samlad kunskapsbank kring arbete med samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser, samlade effektbedömningar och miljöbedömningar på såväl nationell som regional nivå på Trafikverket. När det gäller bidrag till projektets andra del, vilken mynnade ut i denna slutrapport, vill vi tacka deltagarna på den workshop som hölls för Trafikverket för att diskutera våra preliminära slutresultat samt deltagarna på det seminarium som hölls för nationalekonomerna på Institutionen för ekonomi, teknik, konst och samhälle, Luleå tekniska universitet. Slutligen vill vi tacka Thomas Broberg och Stefan Grudemo för feedback på själva rapporten och dess innehåll.

För alla formuleringar och slutsatser i rapporten (liksom för alla eventuella felaktigheter) ansvarar författarna själva.

Stockholm i december 2024

Cecilia Håkansson^a, Tore Söderqvist^b, Xi-Lillian Pang^a, Linus Hasselström^a

^a Institutionen för hållbar utveckling, miljövetenskap och teknik (SEED), KTH, Stockholm; cecilia.hakansson@abe.kth.se; xip@kth.se; plh@kth.se

^b Holmboe & Skarp AB, Sorunda; tore.soderqvist@holmboe-skarp.se

Förkortningar

ASEK	Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn
CICES	The Common International Classification of Ecosystem Services
EST	Ekosystemtjänst
GIS	Geografiska informationssystem
ILKA	Integrerad landskapskaraktärsanalys
MKA	Multikriterieanalys
NNK	Nettonuvärdeskvot
NP	Nyttjandepotential
RP	Rekreationspotential
SEB	Samlad effektbedömning
SVING	Forskningsprojektet Samhällsekonomisk värdering av intrång i natur- och kulturmiljöer

Sammanfattning

Den här rapporten utgör slutrapporten för det av Trafikverket finansierade forskningsprojektet Samhällsekonomisk värdering av intrång i natur- och kulturmiljöer (SVING, TRV 2022/11023). SVING inleddes i februari 2022 och avslutades i september 2024. En delrapport publicerades i oktober 2023 (Håkansson och Söderqvist, 2023).

De principer och kalkylvärden som ska tillämpas i den svenska transportsektorns samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser tas fram inom Trafikverkets ASEK-arbete och presenteras i den så kallade ASEK-rapporten (Trafikverket, 2024a). Med hjälp av samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser bedöms den samhällsekonomiska lönsamheten hos transportinfrastrukturprojekt/-åtgärder. Vissa nyttor och kostnader är svåra att monetarisera (=uttrycka i kronor) på grund av exempelvis databrist, vilket försvårar jämförelsen mellan nyttor och kostnader. I ASEK-rapporten uttrycks detta som att vissa konsekvenser är "ej beräknade effekter" (=icke-monetariserade) och att dessa måste tas hänsyn till i bedömningen av samhällsekonomisk lönsamhet tillsammans med de konsekvenser som är "beräknade" (=monetariserade). Enligt Trafikverket (2024b) ska icke-monetariserade konsekvenser beskrivas verbalt och bedömas utifrån tre kategorier: att de medför en *förbättring* eller en *försämring*, eller att de är *försumbara*. Många av dessa konsekvenser har att göra med konsekvenser för människors välfärd till följd av transportinfrastrukturprojekts inverkan på natur och miljö, inklusive så kallade intrångseffekter till följd av den inverkan som en väg eller järnväg kan få på exempelvis ett naturområde.

Detta utgör bakgrund till två stora frågor som rapporten syftar till att bidra med svar på:

Hur kan konsekvenser för människors välfärd till följd av inverkan på natur och miljö struktureras på ett systematiskt sätt? Vårt svar i den här rapporten är att använda det vetenskapligt och miljöpolitiskt väletablerade begreppet ekosystemtjänster (EST) som ett ramverk för att åstadkomma detta. Ekosystemtjänster definieras som "ekosystemens bidrag till människors välbefinnande". Utifrån befintliga ramverk för kategorisering av ekosystemtjänster presenterar rapporten en grundlista på ekosystemtjänster. I denna grundlista är ekosystemtjänsterna grupperade på ett sätt som syftar till att vara överskådlig och operationell vid bedömningar av väg- och järnvägsprojekt. Grundlistan innehåller 21 ekosystemtjänstklasser ("SVING-klasser") av ekosystemtjänster. Inom varje klass ryms specifika ekosystemtjänster som exemplifieras i rapporten.

Hur kan konsekvenser som i nuläget inte kan monetariserar bedömas på ett jämförbart sätt som är mer informativt än de tre kategorierna förbättring, försämring, försumbart? Vårt svar i den här rapporten är att föreslå en metod för

semi-kvantitativ värdering (poängsättning) av ekosystemtjänster för att åstadkomma detta, med geografiska informationssystem (GIS) som centralt hjälpmedel. En fallstudie används för att applicera metoden med hjälp av GIS på en specifik ekosystemtjänst och ett specifikt projekt: Konsekvenser för närrekreation till följd av ny dubbelspårig järnväg för höghastighetståg mellan Lund och Hässleholm i Skåne.

Att kombinera semi-kvantitativ värdering med monetär värdering i en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys är ingenting nytt – rapporten sammanfattar hur den norska motsvarigheten till ASEK arbetar med en sådan kombination. Det finns dock viktiga skillnader mellan Statens Vegvesens metod och den metod för semi-kvantitativ värdering som utvecklas i rapporten: Rapportens metod är baserad dels på ekosystemtjänstansatsen, dels på den linjära additiva metoden inom multikriterieanalys.

I fallstudien definieras närrekreation som rekreation som genomförs inom ett avstånd på högst 5,5 km från hemmet. Konsekvenserna för närrekreation till följd av en ny järnväg mäts genom att undersöka produkten mellan två olika variabler: Rekreationspotential, som handlar om tillhandahållandet av rekreationsmöjligheter, och nyttjandepotential, som handlar om antal berörda människor. De två variablerna kan grovt sett sägas fånga in utbudssidan respektive efterfrågesidan när det gäller ekosystemtjänsten närrekreation.

Rekreationspotentialen specificeras genom fem olika attribut: (1) närhet till vatten, (2) landskapstyp, (3) avstånd till järnväg eller mycket störande väg, (4) avstånd till ganska störande väg och (5) typ av rekreationsområde. GIS-mjukvara och öppna databaser används för att skapa kartlager för vart och ett av attributen, dels i ett referensalternativ och dels i ett projektalternativ med en viss dragning av järnvägen mellan Lund och Hässleholm. Attributens styrka mäts genom en poängskala i fem steg från 0 till 4. Ett viktningsförfarande används för att ta hänsyn till att de olika attributen antas bidra olika mycket till människors välbefinnande.

Nyttjandepotentialen, dvs. antal berörda människor, antas vara beroende av två huvudkomponenter: (1) avstånd från bostad till rekreationsområde och (2) antal boende. Även här används GIS-mjukvara och öppna databaser för att skapa kartlager, dels i ett referensalternativ och dels i ett projektalternativ. Nyttjandepotentialen kommer att skilja sig åt mellan referensalternativet och projektalternativet på grund av att järnvägen skapar en barriäreffekt, dvs. att människors tillgång till rekreationsområden försvåras eller omöjliggörs.

Den värderingsmodell som används i fallstudien bör ses som en prototyp för en mer utvecklad modell för närrekreation. Prototypen illustrerar styrkor och svagheter med metoden för semi-kvantitativ värdering. Dessa diskuteras i detalj i rapporten, både för närrekreation specifikt och för semi-kvantitativ värdering av ekosystemtjänster mer allmänt.

Genom att tillämpa en systematisk och väldefinierad semi-kvantitativ värdering erhålls mer information om icke-monetariserade värden än om enbart en kvalitativ eller mycket enkel semi-kvantitativ ansats används. Vidare medger en systematisk tillämpning av semi-kvantitativ värdering jämförelser mellan olika semi-kvantitativa resultat och samlade bedömningar av dessa resultat, till exempel att utvärdera vilket projektalternativ som har minst samlad påverkan på de semi-kvantitativt värderade ekosystemtjänsterna. Den semi-kvantitativa värderingsmetodik som utvecklas i rapporten kan även ses som ett steg på vägen mot monetär värdering, eftersom en central del av den semi-kvantitativa värderingsmetodiken är att identifiera vad påverkan på ekosystemtjänster har för betydelse för människors välbefinnande. För fallet närrekreation skedde detta genom att beskriva tillhandahållandet av närrekreationsmöjligheter med hjälp av välfärdsrelevanta attribut, vilket i princip är samma tillvägagångssätt som krävs för att utforma en monetär värderingsstudie med hjälp av scenariometoder såsom vallexperiment (*choice experiments*).

De huvudsakliga slutsatserna och rekommendationerna i rapporten är följande:

- Naturintrångseffekter till följd av trafikinfrastrukturprojekt skulle kunna analyseras mer systematiskt genom att tillämpa en ekosystemtjänstansats. I Trafikverkets nuvarande system för att hantera beräknade och ej beräknade effekter är risken stor att olika konsekvenser i den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen överlappar varandra (dubbelräkning) eller att vissa aspekter tappas bort.
- Den semi-kvantitativa värderingsmetodik som utvecklas i rapporten skulle kunna bidra till att (1) möjliggöra en systematisk genomgång av samhällsekonomiskt relevanta konsekvenser till följd av naturintrång, och (2) öka jämförbarheten mellan olika intrångseffekter i naturmiljö inom och mellan projekt.
- GIS är ett kraftfullt verktyg för att implementera ekosystemtjänstansatsen. Även i fall där tids- och budgetrestriktioner inte medger detaljerad värdering kan GIS vara till hjälp för kvalitativ bedömning av påverkan på ekosystemtjänster genom att GIS visualiserar den rumsliga utbredningen av ekosystemtjänster inom ett område.
- Att fullt ut integrera en ekosystemtjänstansats i Trafikverkets samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser skulle kräva genomgripande förändringar av nuvarande vägledningar och analysverktyg. Därför rekommenderas, som ett första steg, att en analys av effekter på ekosystemtjänster och effekternas välfärdskonsekvenser bifogas som en bilaga till den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen.
- Det bör utredas hur arbetet med ekosystemtjänster ska kunna synkroniseras mellan Trafikverkets samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser, samlade effektbedömningar och miljöbedömningar, och även med andra typer av bedömningar och stödjande analyser. En sådan utredning bör även föreslå en harmonisering av de olika bedömningarnas och analysernas terminologi.

- Förutom att vidareutveckla modellen för närrekreation rekommenderas att tillämpa den föreslagna semi-kvantitativa metodiken på fler ekosystemtjänster, och rapporten diskuterar vilka ekosystemtjänster som i så fall ska prioriteras. Vissa ekosystemtjänster kan förväntas vara relativt lätta att monetarisera, t.ex. kolinlagring. Andra är svårare att monetarisera, och att genomföra semi-kvantitativ värdering kan då vara ett steg på vägen mot monetär värdering.

1 Inledning

Den här rapporten utgör slutrapporten för det av Trafikverket finansierade forskningsprojektet *Samhällsekonomisk värdering av intrång i natur- och kulturmiljöer* (SVING, TRV 2022/11023). SVING inleddes i februari 2022 och avslutades i september 2024. En delrapport publicerades i oktober 2023 (Håkansson och Söderqvist, 2023).

1.1 Rapportens syfte och innehåll

De principer och kalkylvärden som ska tillämpas i den svenska transportsektorns samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser¹ tas fram inom Trafikverkets ASEK-arbete och presenteras i den så kallade ASEK-rapporten (Trafikverket, 2024a).² Med hjälp av samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser bedöms den samhällsekonomiska lönsamheten hos transportinfrastrukturprojekt/-åtgärder.³ ASEK:s principer utgår från gängse nationalekonomisk teori (välfärdsteori) så som den kommer till uttryck i exempelvis Johansson och Kriström (2016) och Boardman et al. (2018). Denna samhällsekonomiska bedömning är i sin tur ett underlag som används i den bredare projektbedömning som görs genom Trafikverkets samlade effektbedömningar (SEB).

En samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys syftar generellt till att identifiera samtliga konsekvenser för människors välfärd⁴ till följd av ett projekt och att utifrån välfärdsteori i mesta möjliga mån monetarisera dessa konsekvenser, dvs. kvantifiera dem och värdera dem samhällsekonomiskt i kronor. Att uttrycka dem i kronor gör det möjligt att direkt jämföra positiva konsekvenser (=nyttor) med negativa konsekvenser (=kostnader) och därmed bedöma om de förra är större än de senare (=samhällsekonomisk vinst) eller om de förra är mindre än de senare (=samhällsekonomisk förlust). Konsekvenserna av projektet definieras i förhållande till ett referensalternativ. I ASEK-rapporten används terminologin att "utredningsalternativets" konsekvenser definieras i förhållande till ett "jämförelsealternativ". Referensalternativet (=jämförelsealternativet) är ofta ett nollalternativ som beskriver vad som händer om projektet inte genomförs, men kan även vara ett projektalternativ (=utredningsalternativ) om analysen syftar till att

¹ Även benämningen kostnads-nyttoanalys används ofta, på engelska *cost-benefit analysis* eller *benefit-cost analysis*. I tidigare versioner av ASEK-rapporten än 8.0 syftade benämningen "samhällsekonomisk analys" på samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys.

² ASEK står för Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn, www.trafikverket.se/asek (läst 2024-05-07).

³ I rapporten används "projekt" som generisk term för olika typer av transportinfrastrukturprojekt och -åtgärder.

⁴ Välbefinnande (*well-being*) och välfärd används i denna rapport som synonyma begrepp.

jämföra olika projekialternativ, t.ex. olika möjliga sträckningar av en ny väg mellan ort A och ort B.

Ett problem att handskas med i praktiken är att vissa konsekvenser är svåra att monetarisera på grund av exempelvis databrist, vilket försvårar jämförelsen mellan nyttor och kostnader. I ASEK-rapporten uttrycks detta som att vissa konsekvenser är ”ej beräknade effekter” (=icke-monetariserade) och att dessa måste tas hänsyn till i bedömningen av samhällsekonomisk lönsamhet tillsammans med de konsekvenser som är ”beräknade” (=monetariserade).⁵

Trafikverket (2024b) redovisar hur de konsekvenser för människors välfärd som för närvarande inte är monetariserade i ASEK bör hanteras i en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys och i SEB. De olika typerna av icke-monetariserade konsekvenser ska beskrivas verbalt och bedömas utifrån tre kategorier: Att de medför en *förbättring* eller en *försämring*, eller att de är *försumbara* (ibid., s. 6). Många av dessa konsekvenser har att göra med konsekvenser för människors välfärd till följd av transportinfrastrukturprojekts inverkan på natur och miljö, inklusive så kallade intrångseffekter till följd av den inverkan som en väg eller järnväg kan få på exempelvis ett naturområde.⁶

Utifrån denna bakgrund uppstår två stora frågor som den här rapporten syftar till att bidra med svar på:

Hur kan konsekvenser för människors välfärd till följd av inverkan på natur och miljö struktureras på ett systematiskt sätt? Vårt svar i den här rapporten är att använda begreppet ekosystemtjänster (EST) som ett ramverk för att åstadkomma detta. Detta eftersom ekosystemtjänster har blivit ett vetenskapligt vedertaget sätt att undersöka och värdera hur de ekologiska systemen bidrar till människors välfärd (Dasgupta, 2021; Brander et al., 2024) och dessutom ett alltmer etablerat begrepp i internationell och nationell miljöpolitik (COM, 2019; Defra, 2023; FN, 2021; NV, 2024; OMB, 2024).

Hur kan konsekvenser som i nuläget inte kan monetariserats bedömas på ett jämförbart sätt som är mer informativt än de tre kategorierna förbättring, försämring, försumbart? Vårt svar i den här rapporten är att föreslå en metod för semi-kvantitativ värdering (poängsättning) av ekosystemtjänster för att åstadkomma detta, med geografiska informationssystem (GIS) som centralt hjälpmedel. Semi-kvantitativ värdering är en väletablerad metod inom multikriterieanalys (DCLG, 2009; Yannis et al., 2020; Lindfors 2021; Söderqvist,

⁵ Den del av den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen som består av jämförelsen mellan monetariserade nyttor och kostnader kallas i ASEK-rapporten (s. 31) för en ”samhällsekonomisk kalkyl”.

⁶ Trafikverket (2024b) redogör även för icke-monetariserade konsekvenser som inte har med inverkan på natur och miljö att göra, bland annat trafikanteffekter såsom reskomfort, trygghet och tillgänglighet för funktionshindrade, men sådana icke-monetariserade konsekvenser ingick inte i arbetet inom SVING och tas därför inte upp i denna rapport.

2022) och GIS har framhållits och använts som ett viktigt hjälpmedel för att belysa den rumsliga variation som kan ha betydelse för ekosystemtjänsters ekonomiska värde (Eftec, 2010; Bateman et al., 2011; Burkhard och Maes, 2017; Campagne et al., 2020).

Rapporten är upplagd på följande vis. Kapitel 2 ger en teoretisk och metodmässig grund för resten av rapporten genom att koppla semi-kvantitativ värdering till ekonomisk teori, beskriva ekosystemtjänstansatsen och presentera geografiska informationssystem. I kapitel 3 presenteras en lista på ekosystemtjänster som är anpassad för att vara operationell vid bedömning av transportinfrastrukturprojekt. I kapitel 4 utvecklas en metod för semi-kvantitativ värdering av ekosystemtjänster. Metoden appliceras med hjälp av GIS i kapitel 5 genom att fokusera på en specifik ekosystemtjänst och ett specifikt projekt: Konsekvenser för närrekreation till följd av ny dubbelspårig järnväg för höghastighetståg mellan Lund och Hässleholm i Skåne. En diskussion finns i kapitel 6 och rapporten avslutas med slutsatser och rekommendationer i kapitel 7.

1.2 Tidigare resultat från projektet

I en delrapport från SVING (Håkansson och Söderqvist, 2023) undersöktes nuläget beträffande användningen av ekosystemtjänster i Trafikverkets samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser, SEB och miljöbedömningar. Några av huvudresultaten sammanfattas här, eftersom vi kommer att återkomma till dem i den här rapporten. För detaljer och ytterligare resultat hänvisar vi till delrapporten.

I delrapporten konstaterades att en ekosystemtjänstansats inte tillämpas i Trafikverkets samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser och därmed inte heller i den samhällsekonomiska delen av SEB. I den nyutkomna uppdateringen av hur ej beräknade effekter ska hanteras (Trafikverket, 2024b) tas ekosystemtjänster visserligen upp i högre grad än i den tidigare versionen (Trafikverket, 2022a), men det rör sig inte om en genomgående tillämpning av ekosystemtjänstansatsen. Delrapporten visar att i princip skulle dock samtliga ekosystemtjänster kunna redovisas under de olika effektkategorier som används idag för den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen, men eftersom ekosystemtjänstansatsen inte används genomgående finns både en risk för dubbelräkning och en risk för att vissa ekosystemtjänster inte hanteras. I delrapporten konstateras därför att i nuläget skulle en integrering av en ekosystemtjänstansats i de samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyserna och den samhällsekonomiska delen av SEB kräva genomgripande förändringar av vägledningar och analysverktyg. Därför rekommenderade delrapporten, som ett första steg, att en analys av effekter på ekosystemtjänster av en åtgärd och effekternas välfärdskonsekvenser bifogas som en bilaga till den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen.

För miljöbedömningar visar delrapporten att situationen ser något annorlunda ut. I Trafikverkets vägledning för miljöbedömning av väg- och järnvägsprojekt nämns ekosystemtjänstanalys som en av de utredningar och analyser som kan användas för att bedöma effekterna enligt 6 kap. 2 § miljöbalken, och att det i vissa fall är lämpligt att redovisa ekosystemtjänstanalysen i ett särskilt PM (Trafikverket, 2022b, s. 24). I vägledningen finns ingen lista på ekosystemtjänster, men den exemplifierar hur ekosystemtjänster kan inkluderas under olika rubriker i miljökonsekvensbeskrivningen. För att konkretisera detta beskrev delrapporten i viss detalj hur ekosystemtjänster hanterades i miljöbedömningen av ny järnväg Göteborg-Borås (Trafikverket, 2022c) och i hållbarhetsbedömningen av samma järnväg (Trafikverket, 2021a). När det gäller strategisk miljöbedömning av nationell plan har Trafikverket däremot för närvarande ingen vägledning för hur ekosystemtjänster ska tas upp. I miljökonsekvensbeskrivningen av förslaget till nationell plan för transportinfrastrukturen för 2022–2033 lyftes ekosystemtjänster inte fram separat, men effekter på ekosystemtjänster beskrevs övergripande under rubriken ”naturmiljö” (Trafikverket, 2021b).

Med tanke på ekosystemtjänsters relevans både för miljöbedömningar och samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser konstaterade delrapporten att en ekosystemtjänstansats har potential att bli ett bedömningsövergripande hjälpmedel och ett instrument för samverkan mellan miljöbedömningar och samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser. Men för att bedömningarna ska kunna stötta varandra måste ekosystemtjänster hanteras på ett liknande sätt. Det finns också ett behov av att harmonisera terminologi mellan olika typer av bedömningar, inte bara när det gäller ekosystemtjänster utan även för termer som påverkan, effekt, konsekvenser, värde och värdering.

2 Teori och metodik

Det här kapitlet består av fyra avsnitt som tillsammans lägger en grund för resten av rapporten. I avsnitt 2.1 förklaras vad som menas med samhällsekonomisk värdering och att en sådan kan göras monetärt eller icke-monetärt, där semi-kvantitativ värdering är en form av icke-monetär värdering. I avsnitt 2.2 beskrivs ekosystemtjänstansatsen, det vill säga det ramverk som har utvecklats under de senaste decennierna för att på ett strukturerat sätt identifiera välfärdskonsekvenser till följd av förändringar i natur och miljö. Faktumet att ekosystemtjänster generellt kännetecknas av en rumslig variation gör geografiska informationssystem (GIS) till ett viktigt hjälpmedel. Avsnitt 2.3 ger därför en introduktion till GIS. Avslutningsvis exemplifierar avsnitt 2.4 hur en semi-kvantitativ värdering kan se ut i praktiken genom att sammanfatta den metod som Statens Vegvesen i Norge använder i sina samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser för att hantera icke-monetära konsekvenser av transportinfrastrukturprojekt.

2.1 Samhällsekonomisk värdering

Genomförandet av samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser beskrivs ofta som en stegvis process. Det finns i litteraturen en viss variation i antalet steg och innebörden av varje steg, men här följer ett exempel från Boardman et al. (2018):

1. Förklara syftet med analysen
2. Definiera projektet som ska bedömas inklusive referensalternativet
3. Definiera vilkas nyttor och kostnader som ska ingå i analysen
4. Identifiera konsekvenserna av projektet
5. Kvantifiera konsekvenserna
6. Monetarisera konsekvenserna
7. Diskontera nyttor och kostnader för att erhålla nuvärden
8. Beräkna nettonuvärden
9. Gör en känslighetsanalys
10. Ge en rekommendation

Monetariseringen av konsekvenser (steg 6) kan alltså göras först efter att relevanta konsekvenser har identifierats (steg 4) och – om möjligt – kvantifierats (steg 5). I praktiken finns vanligen problemet att alla relevanta konsekvenser inte har kunnat monetariserats. Detta medför en risk att det monetära resultatet av analysen i form av ett nettonuvärde är missvisande.

Missvisningen kan vara absolut på så sätt att det monetära resultatet indikerar samhällsekonomisk lönsamhet fastän det i själva verket skulle råda olönsamhet om även icke-monetariserade konsekvenser tas med i bilden, och/eller relativ på så sätt att den lönsamhetsmässiga rangordningen mellan olika projekt, eller mellan olika projektalternativ, skulle ändras om de icke-monetariserade konsekvenserna ingår. Därför finns en strävan efter monetarisering av alla konsekvenser, men ibland gör kunskapsbrist att detta inte är möjligt.

Monetariseringen syftar till att mäta konsekvensernas storlek i form av förändringen av människors välbefinnande. Detta sker med hjälp av monetära mått såsom ekvivalent variation och kompenserande variation, vilka kan tolkas som individers maximala betalningsvilja för en miljöförbättring (eller för att undvika en miljöförsämring) eller minsta kompensationskrav för en miljöförsämring (eller för att gå miste om en miljöförbättring) (Freeman et al., 2014).⁷ En samhällsekonomisk värdering behöver dock inte nödvändigtvis vara monetär. En icke-monetär bedömning av i vilken grad människors välbefinnande förändras ger en värdering som i princip kan jämföras med monetariserade konsekvenser, även om jämförbarheten hämmas av att alla konsekvenser inte är uttryckta i samma enheter (kronor). Detta är ett problem som vi återkommer till i diskussionskapitlet.

Grundläggande för såväl monetär som icke-monetär värdering är att det sker en så fullständig identifiering som möjligt av konsekvenser (steg 4 ovan). Därefter kan konsekvensernas storlek bedömas kvalitativt (uttryckt i ord), kvantitativt (uttryckt i t.ex. biofysiska enheter som kg eller hektar), semi-kvantitativt (uttryckt i betyg eller poäng) eller monetärt, jfr NV (2015). Som framgår av den stegvisa proceduren ovan bygger en monetär värdering (steg 6) vanligen på att konsekvenserna har kvantifierats (steg 5). Om en monetär värdering inte är möjlig på grund av kunskapsbrist är en semi-kvantitativ värdering ett alternativ som också vanligen bygger på att konsekvenserna har kvantifierats, men där storleken på välfärdsförändringen tolkas i form av en poäng- eller betygsskala. På så sätt kan en semi-kvantitativ värdering ses som ett mellansteg mellan kvantifiering (steg 5) och monetarisering (steg 6), där den semi-kvantitativa värderingen tolkar hur en biofysisk förändring i t.ex. kg eller hektar påverkar människors välbefinnande och på så sätt ger relevant information både för en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys och för utformningen av framtida monetära värderingsstudier. För sådana monetära värderingsstudier finns olika värderingsmetoder tillgängliga,

⁷ Den maximala betalningsviljan för en given miljöförbättring och det minsta kompensationskravet för att inte få tillgång till denna miljöförbättring är i teorin densamma, men när empiriska studier genomförs där människor tillfrågas om betalningsvilja respektive kompensationskrav för en miljöförändring har de en tendens att skilja sig åt. Kompensationskravet är som regel högre än betalningsviljan. Litteraturen rekommenderar att betalningsviljeftåg används för att få ett mer konservativt mått på värdeförändringen. (Freeman et al., 2014)

exempelvis marknadsdatametoder (*revealed preference methods*) eller scenariometoder (*stated preference methods*) (Freeman et al., 2014).

Trots den bristande jämförbarheten kan en kombination av monetär och icke-monetär värdering ibland ge ett entydigt beslutsunderlag. Ett exempel på detta är Volchko et al. (2020), som studerade samhällsekonomiska konsekvenser av efterbehandlingsalternativ för ett förorenat markområde. För de konsekvenser som inte var möjliga att monetarisera tillämpades en semi-kvantitativ värdering. Ett av efterbehandlingsalternativen visade sig prestera bäst avseende både de monetariserade konsekvenserna och de semi-kvantitativt värderade konsekvenserna. Det var alltså entydigt att detta alternativ var det samhällsekonomiskt bästa. I många fall kan dock monetariserade och icke-monetariserade konsekvenser peka åt olika håll, vilket vi återkommer till i avsnitt 6.2.3.

2.2 Ekosystemtjänstansatsen

En heltäckande och internationellt vedertagen förteckning över ekosystemtjänster är The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES, www.cices.eu, Haines-Young och Potschin-Young, 2018). CICES är även det klassificeringssystem som Naturvårdsverket utgått från när de sammanställt sin ekosystemtjänstlista baserat på vad som är relevant för svenska förhållanden (NV, 2017). Denna lista bildar i sin tur underlag för den lista på ekosystemtjänster som presenteras i kapitel 3 och som syftar till att vara överskådlig och operationell vid bedömningar av transportinfrastrukturprojekt. Det här avsnittet presenterar översiktligt den ekosystemtjänstansats som CICES representerar i syfte att ge kontext åt ekosystemtjänstlistan i nästa kapitel.

2.2.1 Definitionen av ekosystemtjänster

CICES definierar ekosystemtjänster som ekosystemens bidrag till människors välbefinnande ("the contributions that ecosystems make to human well-being", Haines-Young, 2023, s. iv).⁸ En grundläggande observation är att definitionen begränsar sig till ett antropocentriskt perspektiv på ekosystemen, dvs. ekosystemtjänster har att göra med naturens instrumentella värden för människan. Detta inkluderar den biologiska mångfaldens instrumentella värden för människan,

⁸ Naturvårdsverkets definition är likartad: "Ekosystemtjänster är produkter och tjänster som ekosystemen ger människan och som bidrar till vår välfärd och livskvalitet." (<https://www.naturvardsverket.se/ekosystemtjanster>, läst 2024-04-29)

⁹ I den nytgivna (28 februari 2024) vägledningen från USA:s Office of Management and Budget definieras ekosystemtjänster som "contributions to human welfare from the environment or ecosystems" (OMB, 2024, s. 3), vilket kan tolkas som att ekosystemtjänster även innefattar bidrag till människors välbefinnande från icke levande delar av naturen. För dessa delar används i CICES V5.1 benämningen "abiotiska" och i utkastet till V5.2 även benämningen "geofysiska" (Haines-Young, 2023). Se även Lundin Frisk et al. (2022) om ekosystemtjänster och geosystemtjänster.

eftersom biologisk mångfald ses som själva grunden för naturens tillhandahållande av ekosystemtjänster (TEEB, 2010).

Det är viktigt att förstå ordet ”bidrag” i definitionen av ekosystemtjänster. Ordet indikerar en strävan efter att göra en åtskillnad mellan vad ekosystemen tillhandahåller och vilket välbefinnande (dvs. vilka nyttor) som uppstår om och när människan nyttjar det som ekosystemen tillhandahåller. I Millennium Ecosystem Assessment, ett av pionjärarbetena under 00-talet för att kartlägga ekosystemtjänster, definierades ekosystemtjänster som lika med nyttorna. Det påpekades senare att det vanligen fordras någon slags mänsklig handling, åtgärd eller teknik för att människan ska kunna dra nytta av det som naturen tillhandahåller (Fisher et al., 2009). Exempel på detta kan vara behovet av ett transportmedel för att ta sig till ett rekreationsområde eller av att borra en brunn för att kunna utvinna grundvatten. Därför har det setts som rimligare att definiera ekosystemtjänster som bidrag till människors välbefinnande. Ordet ”bidrag” används för övrigt även i det bredare begreppet ”naturens bidrag till människor” (*nature's contribution to people*, NCP), inom vilket ekosystemtjänster kan ses som ett av flera kompletterande sätt att betrakta förhållandet mellan natur och människa (IPBES, 2022; Pascual et al., 2023).¹⁰

2.2.2 Olika typer av ekosystemtjänster

CICES kategoriserar ekosystemtjänster i ett hierarkiskt system, där den översta indelningen är i tre olika huvudkategorier (*sections*):

- Försörjande ekosystemtjänster – råvaror för produktion av exempelvis mat, dricksvatten, papper och bioenergi
- Reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster – egenskaper hos ekosystemen som gynnar människan genom exempelvis vattenrening, kolbindning och bullerdämpning
- Kulturella ekosystemtjänster – ekosystemens betydelse för människors upplevelser och livskvalitet genom exempelvis rekreation, utbildning och andlighet samt naturens själva existens

Ibland kan tillhandahållandet av en ekosystemtjänst bero på en annan ekosystemtjänst, vilket ger anledning att skilja mellan indirekta och direkta ekosystemtjänster – begreppen intermediära och slutliga ekosystemtjänster förekommer också. I sådana fall är det viktigt att undvika dubbelräkning av nyttor genom att fokusera på de nyttor som den direkta ekosystemtjänsten ger upphov till. Särskilt reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster är ofta indirekta tjänster. Ett exempel är ekosystemtjänsten vattenrening, som kan vara en förutsättning för

¹⁰ NCP har översatts både till ”naturens bidrag till människor” och ”naturnyttor” på svenska. (<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/mark-och-vattenanvandning/ekosystemtjanster/vad-ar-ekosystemtjanster>, läst 2024-04-18)

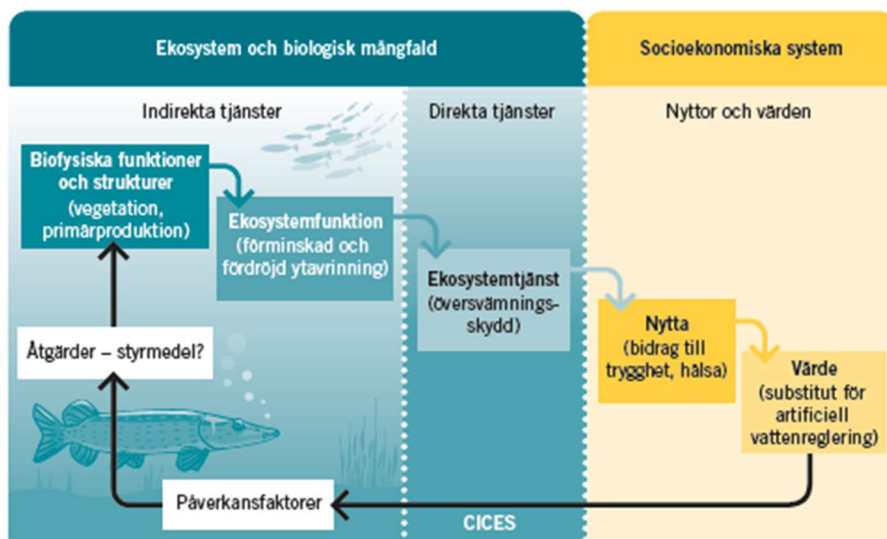
vatten som är tillräckligt rent för att fisk ska trivas i ett vattendrag. Förekomsten av fisk ger i sin tur ekosystemtjänster i form av möjligheten att fånga fisk som mat och att få rekreationsupplevelser. Detta ger möjlighet att ekonomiskt värdera den reglerande ekosystemtjänsten vattenrening genom dess bidrag till fiskemöjligheter, men det vore dubbelräkning att lägga samman värdet av vattenrening och värdet av fiskemöjligheterna. En annan sak är att vattenrening kan vara en förutsättning även för andra ekosystemtjänster, t.ex. möjligheten att utvinna dricksvatten från vattendraget. För att få en fullständig ekonomisk värdering av vattenrening är det alltså nödvändigt att identifiera samtliga nyttor som vattenreningen bidrar till och därefter rensa bort sådant som kan ge upphov till dubbelräkning.

2.2.3 Kaskadmodellen

Dubbelräkningsexemplet i föregående avsnitt indikerar vikten av kunskap om hur naturen fungerar. Den så kallade kaskadmodellen används i CICES-ramverket för att visa en kedja av kausala samband som tillsammans ger ett sätt att förstå vad i naturen som skapar ekosystemtjänsterna och hur de i sin tur bidrar till att gynna människan (Potschin-Young et al., 2018). Modellen illustreras i NV (2017) enligt figur 2.1. Förekomsten av ekologiska system och biologisk mångfald bildar själva fundamentet för modellen. Givet detta fundament är modellens utgångspunkt de biofysiska strukturer och funktioner (t.ex. vegetation och primärproduktion) som i sin tur ger upphov till ekosystemfunktioner – funktioner som är av betydelse för att ekosystemet ska fungera och som också är grunden för att ekosystemet ska kunna tillhandahålla något som kan bidra till människors välbefinnande, dvs. tillhandahålla en ekosystemtjänst.

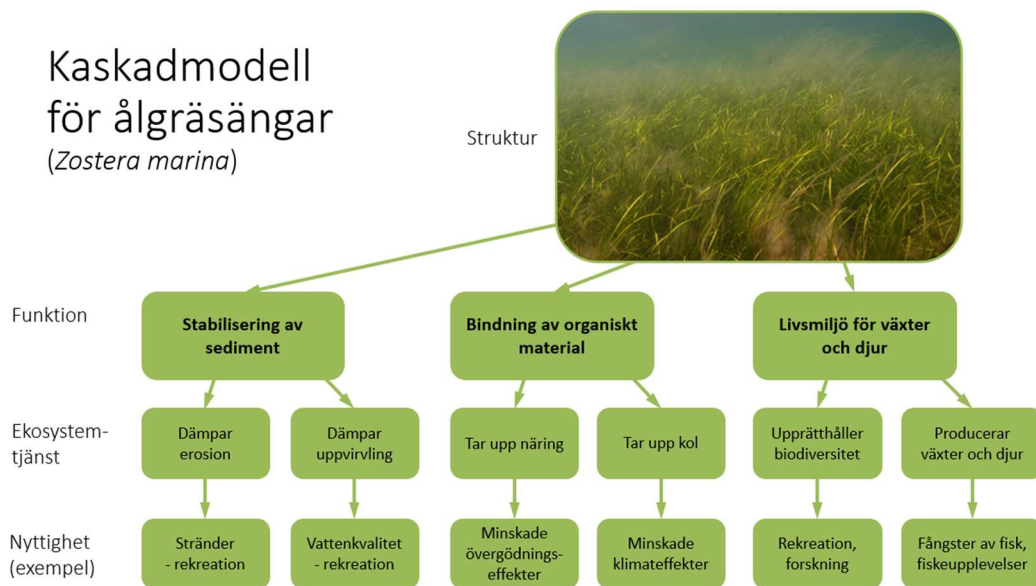
Figurens exempel är att vegetation kan leda till förminskad och fördröjd ytavrinning (funktionen), vilket har en potential att nyttjas av människor som skydd för översvämningar (ekosystemtjänsten). Om ett sådant nyttjande sker befinner vi oss i det socioekonomiska systemet på så sätt att det uppstår en nytta för människan, vilket i sin tur kan värderas på olika sätt. Tanken att kedjan *struktur* → *funktion* → *tjänst* → *nytta* → *värde* utgör ett kausalt samband innebär att det går att studera vilka förändringar som uppstår om det sker någon slags påverkan, t.ex. en exploatering som minskar en viss vegetation, vilket leder till en försämrad kapacitet att minska eller fördröja ytavrinning och därmed ett minskat tillhandahållande av tjänsten översvämningsskydd. Om detta är en tjänst som nyttjas av människor leder detta i sin tur till en minskad nytta (=skada), vars storlek kan värderas på olika sätt. Värderingen kan i sin tur bilda underlag för att bedöma behovet av åtgärder för att minska påverkan (jfr figur 2.1).

Figur 2.1 Kaskadmodellen. Ur NV (2017).



Det går att få en ökad förståelse för benämningen ”kaskad” när kaskadmodellen har använts för att identifiera vilka funktioner, tjänster och nyttor som kan kopplas en viss livsmiljö (habitat). Figur 2.2 visar en konceptuell kaskadmodell för fallet ålgräsängar längs svenska kusten (Bergström et al., 2021; Cole et al., 2021). Figuren illustrerar att strukturen i form av ett habitat ger upphov till flera olika funktioner, som i sin tur är grunden för tillhandahållandet av en rad olika ekosystemtjänster som kan nyttjas av människan. Ålgräsängar är för övrigt ett så pass välstuderat habitat att sambanden i denna kaskadmodell till viss del har kunnat kvantifierats, där kvantifieringen har använts för att kunna utvärdera vilken samhällsekonomisk nytta (kostnad) som uppstår vid en ökning (minskning) av omfattningen av ålgräsängar, räknad i antal hektar, se Cole och Moksnes (2016).

Figur 2.2 Kaskadmodell för ålgräsängar. Modellen visar exempel på ekosystemfunktioner, ekosystemtjänster och nyttigheter som genereras från en ålgräsäng. Efter Bergström et al. (2021).



Kaskadmodellen hjälper forskare och beslutsfattare att på ett konceptuellt plan förstå det komplexa förhållandet mellan ekosystem och den mångfald av tjänster de tillhandahåller. Den betonar idén att värdet som härrör från ekosystem inte bara ligger i de direkta tjänsterna utan är också på mer eller mindre intrikata sätt kopplat till de underliggande processer och funktioner som stöder dem. Denna förståelse är avgörande för en värdering av ekosystemtjänster som bidrar till en hållbar förvaltning av ekosystem. Även om kaskadmodellen har blivit inflytelserik som en konceptuell modell är det lätt att se svagheter vars betydelse bör beaktas i specifika tillämpningar. Tre svagheter som ofta påpekas är att (1) den kan tolkas som att de kausala sambanden mellan nivåerna i kaskaden är enkelriktade, medan det i själva verket finns återkopplingsmekanismer inom och mellan de olika nivåerna, att (2) den brister i att förmedla förekomsten av komplexa, icke-linjära och dynamiska kopplingar i de ekosystemen och att (3) den ger intryck av att människan och det socio-ekonomiska systemet är separerat eller går att separera från naturen, trots att människan som biologisk varelse också är en del av naturen (Naeem, 2011; La Notte et al., 2019).

2.3 Geografiska informationssystem (GIS)

2.3.1 Allmänt

Geografiska informationssystem (GIS) är IT-system som kan läsa, tolka och visualisera geografisk data (geodata). GIS har framhållits och använts som ett viktigt hjälpmedel för att belysa den rumsliga variation som kan ha betydelse för ekosystemtjänsters ekonomiska värde (Eftec, 2010; Bateman et al., 2011; Burkhard och Maes, 2017; Campagne et al., 2020). Ekosystemtjänster är vanligtvis rumsligt beroende och GIS kan användas som ett verktyg för både kartläggning, kvantifiering, och värdering av ekosystemtjänster.

Några exempel på betydelsen av GIS som hjälpmedel framgår av en rapport till EU-kommissionen om utvecklingsbehov när det gäller tillämpningar av samhällsekonomisk värdering av miljö och natur (Eftec, 2010). Rapporten betonade att tillämpning av rumslig analys med hjälp av GIS i värderingsstudier kan förbättra sättet att visa den rumsliga variationen i förhållanden som kan ha betydelse för samhällsekonomiska värden. Sådana förhållanden kan exempelvis vara miljöpåverkans geografiska omfattning, tillgången på substitut, dvs. andra platser med liknande förhållanden, och socio-ekonomiska egenskaper hos den befolkning som berörs av miljöpåverkan. Rapporten lyfte fram både ekosystemtjänstansatsen och användning av GIS som hjälpmedel för att minska risken för under- eller överskattning i värderingen av miljöpåverkan. GIS sågs som ett sätt att ge en förbättrad och mer pedagogisk bild av vilka effekter som miljöåtgärder kan åstadkomma, t.ex. genom att rumsligt åskådliggöra var effekterna kan förväntas uppstå. Rapporten framhöll att GIS vidare kan användas för att visa den rumsliga variationen i aggregerade ekonomiska värden och även hur de ekonomiska värdena är geografiskt fördelade (t.ex. mellan landsbygdsbefolkning och tätortsbefolkning). Därför drogs slutsatsen att GIS kan bidra till en förbättrad utformning av värderingsstudier, leda till mer robusta skattningar av aggregerade värden, stärka fördelningsanalyser och förbättra värdeöverföringar.

Möjligheten att pedagogiskt visualisera resultat gör att GIS kan fungera som ett kommunikationsverktyg med olika aktörer, såsom beslutsfattare och allmänheten. För denna användning finns erfarenheter från deltagarbaserad GIS, se t.ex. Stjernborg (2019), Ramirez Aranda et al. (2023). Användningen av GIS i Sverige gynnas av att geodata till stor del är fritt tillgänglig via olika databaser. Här bör nämnas att Lantmäteriet har ett stort antal kartprodukter och annan geografisk information som öppna geodata via Geodataportalen ([Geodataportalen | Lantmäteriet \(lantmateriet.se\)](https://geodataportalen.lantmateriet.se/)). Dessa produkter är avgiftsfria och får användas och publiceras fritt. Geodataportalen är utvecklad av Lantmäteriet, i samverkan med många myndigheter, för att vara en gemensam ingång till geodata och tjänster i Sverige, den utgör också Sveriges koppling och bidrag till den europeiska geodataportalen ([Öppna data | Lantmäteriet \(lantmateriet.se\)](https://open.data.europa.eu/)). Vidare använder

Trafikverket redan GIS i mycket stor utsträckning i andra sammanhang än för samhällsekonomiska analyser, exempelvis vid miljökonsekvensbeskrivningar (inklusive ekosystemtjänstbedömningar) och landskapsanalys.

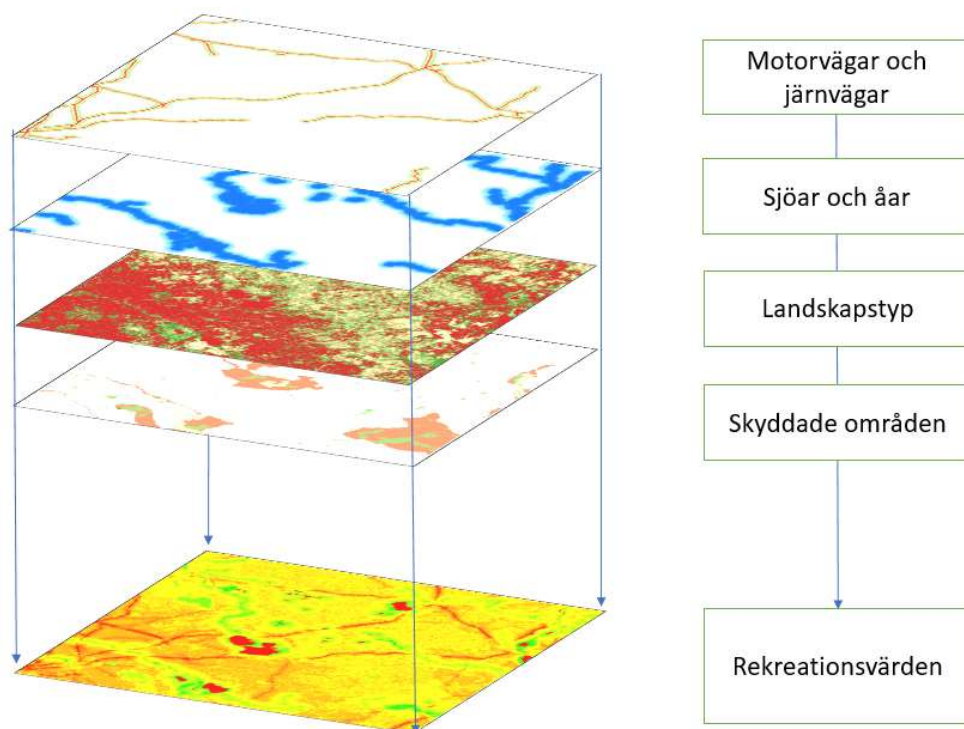
2.3.2 Några grundläggande GIS-begrepp

Benämningen ”geografiska informationssystem” kombinerar tre olika begrepp:

- *Geografisk* står för plats (lägesbunden data), såsom ett specifikt skogsområde.
- *Information* syftar på information om den specifika platsen (statistisk data), såsom namnet på skogsområdet och hur mycket biomassa det finns i området.
- *System* är sammankopplingen mellan geografi och information.

Vad som är speciellt med GIS-verktyg är möjligheten att omarbета data för att kunna analysera och visualisera många ”kartlager” av information samtidigt. För att exempelvis identifiera områden med höga rekreativvärden behövs till exempel ett kartlager som är länkat till bullerkällor såsom motorvägar och järnvägar, ett kartlager som är länkat till vatten såsom sjöar och åar, ett som är länkat till landskapstyp såsom åkermark och lövskog och ett som är länkat till skyddade områden såsom naturreservat. Dessa kartlager kan sedan slås ihop och visualiseras i ett nytt kartlager. Figur 2.3 illustrerar hur olika kartlager på detta sätt kan läggas på varandra.

Figur 2.3 Illustration av hur olika kartlager kan slås samman för att visualisera rekreativsvärden.



Det finns två olika huvudkategorier av GIS-data: vektordata och rasterdata. Båda innehåller lägesbunden data om platser och statistisk data om platserna. Vektordata innebär att objekt antingen sparas som punkter, linjer eller polygoner (månhörningar). Exempelvis kan platser med informationstavlor för ett rekreativsområde sparas som punkter, vägar som linjer och hus som polygoner. Rasterdata består däremot av en samling av pixlar som tillsammans bildar en bildruta. Varje pixel har ett värde som representerar en mätbar kvantitet för det området, såsom 10×10 meter eller 50×50 meter. Rasterdata kan användas för att representera utsläpp, buller eller andra geografiska fenomen.

Det är viktigt att vara observant på att vissa begrepp som används inom GIS kan ha en annan betydelse inom andra fält. Ett bra exempel är begreppet ”attribut”, som inom GIS är ett allmänt begrepp för information om en plats. Inom ekonomisk värdering används ”attribut” däremot vanligen för välfärdsrelevanta egenskaper. Sådana egenskaper *kan* vara information om en plats, till exempel ett rekreativsområdes avstånd till olika bostadsorter, men kan även vara andra typer av egenskaper, till exempel en mobiltelefons minneskapacitet. Vi återkommer i kapitel 4 om hur vi använder ”attribut” för semi-kvantitativ värdering, något som sedan tillämpas i fallstudien i kapitel 5.

2.4 Semi-kvantitativ värdering: Exempel från Norge

För att illustrera i mer detalj hur en icke-monetär värdering kan gå till beskrivs här den semi-kvantitativa värderingsmetod som Statens Vegvesen i Norge använder i sina samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser för att hantera icke-monetära konsekvenser av transportinfrastrukturprojekt (Statens Vegvesen, 2021). Statens Vegvesens system för samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser påminner om ASEK när det gäller vilka miljökonsekvenser som är monetärt värderade: utsläpp av partiklar och andra luftföroreningar samt utsläpp av växthusgaser. Icke-monetärt värderade konsekvenser delas in i fem konsekvensteman, inom vilka det i sin tur finns en mängd olika aspekter:

- Landskapsbild – handlar om det rumsligt-visuella landskapet
- Friluftsliv och stads- och bygdeliv – handlar om landskapet på det sätt människor upplever och brukar det
- Naturmässig mångfald – handlar om det ekologiska landskapet
- Kulturarv – handlar om det kulturhistoriska landskapet
- Naturresurser – handlar om produktionslandskapet

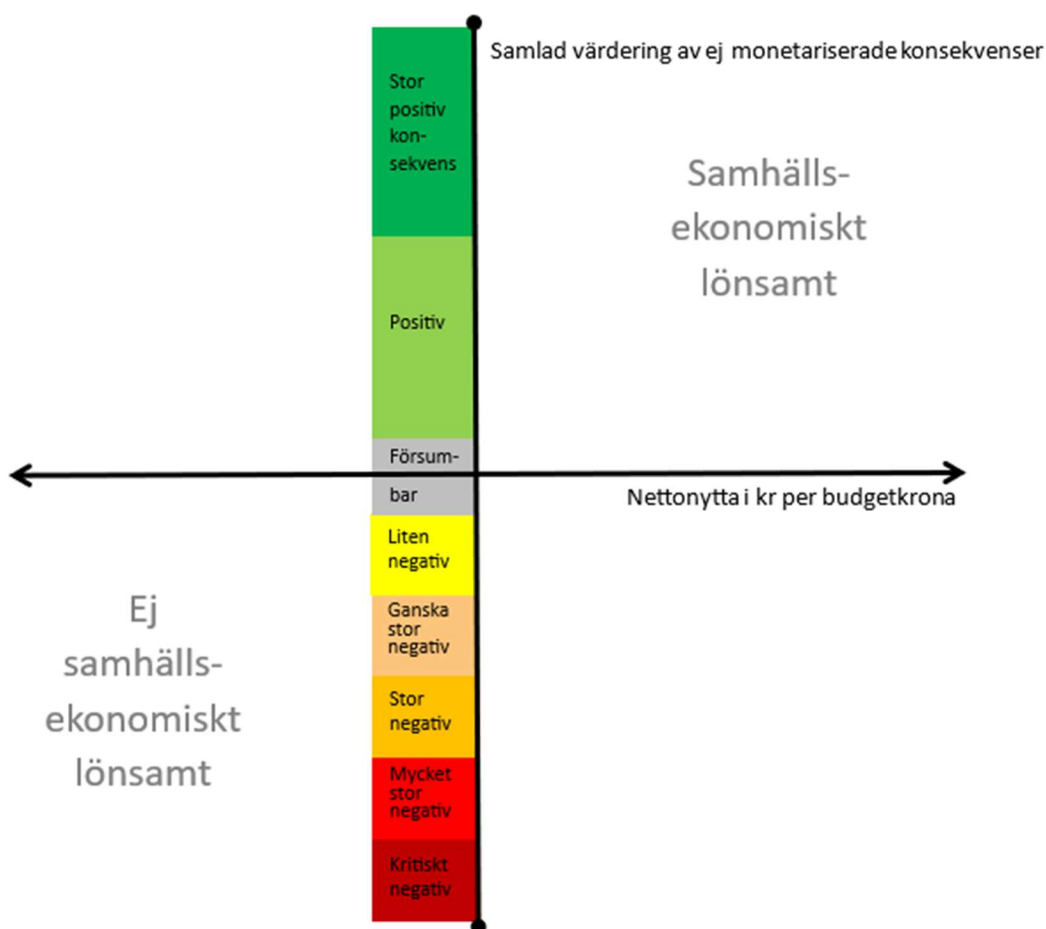
Ekosystemtjänster är inte ett huvudspår i Statens Vegvesens metod, men det framhålls i deras vägledning (ibid., kapitel 9) att ovanstående konsekvensteman täcker in många ekosystemtjänster och att en kartläggning av påverkan på ekosystemtjänster därför till stora delar skulle överlappa med dessa teman. I det norska systemet ses därför en eventuell utredning av påverkan på ekosystemtjänster som en kompletterande utredning. Det bör här påpekas att en styrka med att istället ha ekosystemtjänster som utgångspunkt är att den per definition ger ett fokus på samhällsekonomiskt relevanta konsekvenser.

Den semi-kvantitativa värderingen sker i tre steg, där slutresultatet är ett sammanfattande betyg i en 8-gradig skala för icke-monetära konsekvenser av ett projekt eller projekter alternativ i förhållande till ett referensalternativ:

- Stor positiv konsekvens
- Positiv konsekvens
- Försumbar konsekvens
- Liten negativ konsekvens
- Ganska stor negativ konsekvens
- Stor negativ konsekvens
- Mycket stor negativ konsekvens
- Kritiskt negativ konsekvens

Det sammanfattande betyget förs samman med de sammanlagda monetära konsekvenserna i ett diagram, där y-axeln mäter den semi-kvantitativa värderingen i form av det sammanfattande betyget och x-axeln mäter den monetära värderingen i form av nettonuvärde per budgetkrona, se figur 2.4. Ett projekt (eller projektoalternativ) kan således prickas in som en punkt i diagrammet utifrån punktskattningar av hur det presterar semi-kvantitativt respektive monetärt.

Figur 2.4 Diagram där olika projekt(alternativ)s samlade monetära respektive icke-monetära konsekvenser kan prickas in som punkter som ett underlag för en jämförelse mellan hur projekt(alternativen) presterar som helhet. Efter Statens Vegvesen (2021, figur 7-2).



Det sammanfattande betyget bygger på resultat från två föregående analyssteg. Det första steget görs för varje konsekvenstema. Nuvarande status bedöms semi-kvantitativt i en 5-gradig skala utifrån hur stor betydelse ett område har i ett nationellt perspektiv:

- Ingen betydelse
- Liten betydelse

- Genomsnittlig betydelse
- Stor betydelse
- Mycket stor betydelse

Därefter bedöms projektets (eller projektalternativets) påverkan på status semi-kvantitativt i en 5-gradig skala:

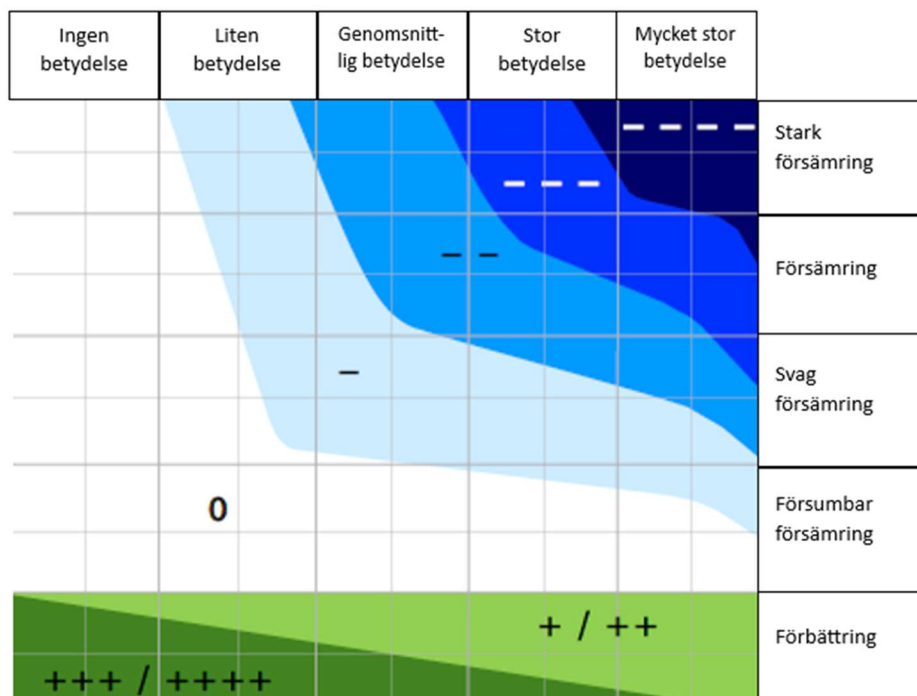
- Förbättring
- Försumbar förändring
- Svag förändring
- Försämring
- Stark försämring

Slutligen värderas projektets (eller projektalternativets) konsekvenser semi-kvantitativt genom nedanstående nio olika konsekvensgrader genom att kombinera nuvarande status med påverkan på status:

++++: Mycket stor miljövinst
 +++: Stor miljövinst
 ++: Ganska stor miljövinst
 +: Liten miljövinst
 o: Inga eller försumbara miljöskador
 -: Små miljöskador
 --: Betydande miljöskador
 ---: Allvarliga miljöskador
 ----: Den mest allvarliga miljöskadan som kan uppstå

En matris med den 5-gradiga skalan för status som kolumner och den 5-gradiga skalan för påverkan som rader används som vägledning för att bestämma konsekvensgraden (ibid., figur 6-6), se figur 2.5. Exempelvis indikerar matrisen att en kombination av "Mycket stor betydelse" som status och "Stark försämring" som påverkan leder till konsekvensgraden "Den mest allvarliga miljöskadan som kan uppstå".

Figur 2.5 Matris som definierar nio olika konsekvensgrader (markerade med noll, plus- och minustecken, se text) genom en kombination av nuvarande status (kolumner) med påverkan på status (rader). Efter Statens Vegvesen (2021, figur 6-6).



Bedömningarna i det första analyssteget görs för geografiska delområden inom det så kallade utredningsområdet, som består av planområdet plus de områden som blir påverkade av projektet. Planområdet är det område som berörs av projektet genom ianspråktagande av mark och har samma utsträckning för alla konsekvensteman. Omfattningen av de områden som blir påverkade av projektet kan däremot variera mellan temana. Utredningsområdet delas in i enhetliga delområden, där ett delområde är ett område som har en enhetlig funktion, karaktär och/eller status. Delområdena kan variera i storlek.

Det andra analyssteget görs också *för varje konsekvenstema*, men här görs en samlad semi-kvantitativ värdering *för alla delområden tillsammans* för varje projekt (eller projektalternativ) genom att använda den 8-gradiga skalan ovan.

Den samlade semi-kvantitativa värderingen *för alla delområden tillsammans* för respektive konsekvenstema ger i sin tur grunden för det sammanfattande betyget *för alla konsekvensteman tillsammans* i den 8-gradiga skalan ovan.

Alla bedömningar och värderingar görs av experter med stöd av vägledningens anvisningar och tabeller. Sådant stöd finns både på temaspecifik nivå och på generell nivå för det första och andra analyssteget samt för det sammanfattande betyget (ibid., t.ex. tabell 6-5 och 6-7). Vägledningen redovisar exempelvis kriterier

för hur konsekvenser för individuella konsekvensteman ska vägas ihop till det sammanfattande betyget i den 8-gradiga skalan. Även om subjektivitet är ofrånkomlig i en process som vilar på expertbedömningar innebär metodens olika steg att transparens skapas i hur bedömningarna har byggts upp från enskilda konsekvensteman för enskilda delområden till ett sammanfattande betyg för alla konsekvensteman för hela utredningsområdet.

3 Grundlista på ekosystemtjänster

3.1 Bakgrund

SVING syftar bland annat till att ta fram en semi-kvantitativ metodik för värdering av ekosystemtjänster (EST) som kan användas i samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser i en samlad effektbedömning. Ett viktigt delsteg är att identifiera vilka ekosystemtjänster som kan förväntas bli påverkade av en åtgärd. Denna identifiering bör vara bred, dvs. den bör ske gentemot kompletta EST-förteckningar, i syfte att minimera risken att utelämna någon viktig påverkan på någon ekosystemtjänst. En bred identifiering är dessutom ett sätt att visa på alla de sätt på vilken effekter på naturen och dess ekologiska system kan få samhällsekonomiska konsekvenser. En förutsättning för att lyckas med en sådan översikt är samverkan mellan naturvetenskaplig och samhällsekonomisk expertis (NV, 2017).

Utifrån kategorierna försörjande, reglerande & upprätthållande, samt kulturella EST sker i CICES (www.cices.eu) en indelning vars nedersta och mest operationella nivå är klasser av ekosystemtjänster (*classes*). Varje klass har en specifik kod och definieras med hjälp av två satser, en sats som ger en ekologisk beskrivning (*ecological clause*) och en sats som beskriver hur ekosystemtjänsten kommer till användning för människan (*use clause*). För varje ekosystemtjänstklass ges exempel på specifika ekosystemtjänster och vilka nyttor som dessa ger upphov till i den mån tjänsterna kommer till faktisk användning.

Med utgångspunkt från CICES och Naturvårdsverkets EST-förteckning (NV, 2017) har det inom SVING tagits fram en EST-grundlista i vilken ekosystemtjänsterna är grupperade på ett sätt som syftar till att vara överskådlig och operationell vid bedömningar av väg- och järnvägsprojekt. Vi kallar dessa för SVING-klasser av ekosystemtjänster.

Ett kompletterande ramverk som är till hjälp för samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser av naturintrång *under* markytan till följd av exempelvis tunnlar tillhandahålls genom begreppet geosystemtjänster, som på senare år har kommit till ökad användning (se t.ex. Lundin Frisk et al., 2022, 2024). Naturintrång *under* markytan och dess samhällsekonomiska konsekvenser har inte varit i fokus för SVING, men undersöks i det relaterade forskningsprojektet TRV 2020/92852, där tillämpningen är hur grundvattenbortledning i tunnlar påverkar geosystemtjänster och grundvattenberoende ekosystemtjänster.

3.2 Grundlista på ekosystemtjänster

SVINGs grundlista innehåller totalt 21 olika SVING-klasser av ekosystemtjänster, se tabell 3.1. Av tabellen framgår vilken EST-kategori respektive SVING-klass tillhör:

försörjande (F), reglerande och upprätthållande (R&U) eller kulturell (K). För att kunna härleda respektive SVING-klass till Naturvårdsverkets och CICES EST-förteckningar anges koder för respektive förteckning. För att få större förståelse för EST-klasserna ges även exempel på specifika ekosystemtjänster som ingår i respektive SVING-klass. Exempelen är hämtade från NV (2017), med viss modifikation för att förenkla tabellen. Vidare ges exempel på vilka nyttor och/eller typer av värden som ekosystemtjänsten skapar.

Tabell 3.1 Grundlista på ekosystemtjänster (EST) framtagen inom SVING. NV:s EST-förteckning avser NV (2017) och kod i CICES avser version 5.1 (www.cices.eu). Beteckningar för kategorier av ekosystemtjänster: F = försörjande, R&U = reglerande och upprätthållande, K = kulturella.

SVING-klass	Kategori	Nr i NV:s EST-förteckning	Kod i CICES V5.1	EST-klasser * markerar tjänster som i de flesta fall är indirekta	Exempel på EST och nyttor/värden
1	F	1, 2, 5, 6, 11, 12, 13, 16, 17, 18	1.1.1.1, 1.1.1.2, 1.1.1.5, 1.1.1.6, 1.2.1.1, 1.2.1.2, 1.2.1.3, 1.3.1.1, 1.3.1.2, 1.3.1.3	Livsmedel, material eller energi från land och vatten <i>genom odling eller uppfödning</i>	Produktion av spannmål, kött, virke, energiskog, m.m. Nyttor / värden: Värdet av livsmedel, material, energi
2	F	3, 4, 14, 15, 19, 20	1.1.1.3, 1.1.1.4, 1.2.1.4, 1.2.1.5, 1.3.1.4, 1.3.1.5	Livsmedel, material eller energi från land eller vatten <i>genom vilda arter</i>	Produktion av svamp, bär, vilt, fisk, trädbiomassa, m.m. Nyttor / värden: Värdet av livsmedel, material, energi
3	F	7, 8, 9, 10	4.1.1.1, 4.1.1.2, 4.2.1.1, 4.2.1.2	Ytvatten eller grundvatten som insatsvara eller dricksvatten	Tillhandahållande av dricksvatten och icke-drickbart vatten från grundvatten, sjöar och vattendrag Nyttor / värden: Värdet av dricksvatten och vatten som insatsvara
4	R&U	21, 22, 23	2.1.1.1, 2.1.1.2, 2.1.2.1	* Biologisk sanering genomförd av mikro-organismer, alger, växter och djur Filtrering/inkapsling/bindning, genomförda av mikroorganismer, alger, växter och djur Reducering av lukter	Mikroorganismers nedbrytning av kemikalier, luftrening från träd, luktreducering från läplanteringar Nyttor / värden: Rekreativvärden, hälsoeffekter. Leder även till andra EST med dess förknippade värden

5	R&U	24	2.1.2.2	Bullerdämpning	Bullerdämpning av växtlighet Nyttor / värden: Rekreativvärden, hälsoeffekter
6	R&U	25	2.1.2.3	Visuell avskärmning	Visuell avskärmning med hjälp av växter Nyttor / värden: Rekreativvärden, hälsoeffekter
7	R&U	26, 27, 28	2.2.1.1, 2.2.1.2, 2.2.1.3	Erosionskontroll och stabilisering av massor Dämpning av massflöden Naturlig vattenreglering (inkl. översvämningskontroll)	Erosionskontroll och sedimentstabilisering av växter Skreddämpning från träd och buskar Vattenreglering från våtmarker eller vegetation Nyttor / värden: Undvikna skadekostnader
8	R&U	29	2.2.1.4	Stormskydd	Stormskydd av träd, sjögräs eller vass Nyttor / värden: Undvikna skadekostnader
9	R&U	30	2.2.1.5	Brandskydd	Brandskydd från arter och habitat med låg brännbarhet Nyttor / värden: Undvikna skadekostnader
10	R&U	31, 32	2.2.2.1, 2.2.2.2	* Pollinering * Fröspridning	Tam- eller vildbins pollinering av raps, äppelträd Fröspridning av djur Nyttor / värden: Leder till andra EST med dess förknippade värden, t.ex. försörjande tjänster
11	R&U	33	2.2.2.3	* Upprätthållande av barnkammare och uppväxtmiljöer	Bo-, uppväxt och häckningsplatser för vilda arter Nyttor / värden: Leder till andra EST med dess förknippade värden, t.ex. försörjande tjänster och produktion av vilt och tillhandahållande av områden med artvariation (rekreativvärden)
12	R&U	34, 35	2.2.3.1, 2.2.3.2	* Reglering av skadedjur och skadeväxter * Sjukdomsreglering	Reglering av skadedjur från rovdjur Sjukdomsreglering av predatorer på sjukdomsalstrare Nyttor / värden: Leder till andra EST med dess förknippade värden, t.ex. försörjande tjänster

13	R&U	36, 37	2.2.4.1, 2.2.4.2	* Vittringsprocesser och dess påverkan på markens kvalitet * Nedbrytning/ fixering och dess effekt på markens kvalitet	Nedbrytning och sönderdelning av mineraler av rötter och svampar Nedbrytning av växtdelar av maskar, svampar, bakterier m.fl., kvävefixering av baljväxter Nyttor / värden: Leder till andra EST med dess förknippade värden
14	R&U	38, 39	2.2.5.1, 2.2.5.2	Reglering av färskvattenkemi eller saltvattenkemi genom levande processer (Vattenrening)	Näringsreglering i kantzoner Vattenrening av akvatiska organismer Nyttor / värden: Leder till andra EST med dess förknippade värden
15	R&U	40	2.2.6.1	Reglering av atmosfärens kemiska sammansättning (Kolbindning)	Kolbindning av växter och växtplankton Nyttor / värden: Klimatreglering
16	R&U	41	2.2.6.2	Reglering av temperatur och luftfuktighet	Lokal temperaturreglering av urbana träd, reglering av mikroklimat i skogar Nyttor / värden: Rekreativvärden, hälsoeffekter
17	K	42, 43, 46, 47	3.1.1.1, 3.1.1.2, 3.1.2.3, 3.1.2.4	Rekreativmöjligheter: Egenskaper hos levande system som... ...möjliggör aktiviteter som främjar hälsa, återhämtning eller välmående genom aktiva eller passiva interaktioner ...bidrar till kulturarv eller historiska arv ...möjliggör estetiska naturupplevelser	Tillhandahållande av attraktiva rekreativmöjligheter Tillhandahållande av områden med varierande djurliv, intressant vegetation Organismer och/eller ekologiska funktioner som bidrar till upprätthålllet kulturlandskap Organismer och/eller ekologiska funktioner som är vackra eller i kombination med sin omgivning bidrar till vackra utsikter Nyttor / värden: Rekreativvärden
18	K	44	3.1.2.1	Egenskaper hos levande system som möjliggör vetenskapliga undersökningar eller uppbyggande av traditionell ekologisk kunskap	Tillhandahållande av områden med vetenskapligt intressanta arter, naturtyper eller ekosystemprocesser Nyttor / värden: Optionsvärden

19	K	45	3.1.2.2	Egenskaper hos levande system som möjliggör utbildning och lärande	Tillhandahållande av områden med intressanta arter som kan användas för praktiskt lärande och förvaltning Nyttor / värden: Värdet av kunskap och lärande
20	K	48, 49, 50	3.2.1.1, 3.2.1.2, 3.2.1.3	Arter eller delar av levande system som har symbolisk betydelse, helig eller religiös mening, eller används för underhållning eller gestaltning	Organismer eller ekologiska funktioner som symboliserar arter i samspel med sin miljö, t.ex. national- och landskapsarter Heliga fjällområden Karaktäristiska, spännande eller spektakulära organismer eller ekologiska funktioner och naturmiljöer Nyttor / värden: Rekreativvärden, icke-användarvärden
21	K	51, 52	3.2.2.1, 3.2.2.2	Arter eller levande systems egenskaper eller funktioner som har ett existensvärde, arvsvärde och/eller ett altruistiskt värde	Tillhandahållande av hotade arter, naturtyper och ekosystemprocesser Nyttor / värden: Icke-användarvärden

3.3 Hur kan listningen användas?

Ett av de första stegen i en värdering av ekosystemtjänster är att identifiera tjänster som påverkas av ett projekt (se avsnitt 2.1). Bruttolistan i avsnitt 3.2 kan användas för att underlätta en sådan värdering. Vid ett infrastrukturprojekt kan påverkan på respektive EST-klass bedömas översiktligt och de tjänster som bedöms påverkas i någon mån kan undersökas vidare i senare steg av analysen. För att visualisera utbredningen av ekosystemtjänster och underlätta både identifiering och kvantifiering av ekosystemtjänster kan GIS vara ett viktigt verktyg. Med identifierbara indikatorer för förekomsten och kvantiteten av en ekosystemtjänst som bygger på kartdata kan ekosystemtjänster beskrivas spatialt, och påverkan av ett infrastrukturprojekt på ekosystemtjänster kan bedömas mer noggrant.

En kartläggning av ekosystemtjänster som bygger på en rumslig analys kan vidare vara till hjälp för att identifiera platser där särskilt stor påverkan på ekosystemtjänster kan förväntas. Det kan till exempel gälla områden där viktiga reglerande och upprätthållande tjänster finns, som skapar förutsättningar för många andra ekosystemtjänster i sin tur (sådana indirekta EST är markerade med en asterisk i tabell 3.1, jfr figur 2.1). Som betonades i avsnitt 2.2 är den biologiska mångfalden själva grunden för tillhandahållandet av de olika ekosystemtjänsterna

och därmed för dess nyttor och värden. En rumslig analys av den biologiska mångfalden kan därmed vara ett centralt hjälpmedel för att undersöka hur olika grad av biologisk mångfald påverkar detta tillhandahållande. Beroendet av biologisk mångfald kan exempelvis studeras mer specifikt genom SVING-klass 11, som belyser betydelsen av habitat för olika arter för exempelvis försörjande ekosystemtjänster och rekreationsvärden.

En rumslig analys kan vidare innebära en möjlighet att kartlägga om det finns många eller få *substitut*; t.ex. andra områden i närheten som erbjuder liknande förutsättningar för vissa ekosystemtjänster. Därmed kan graden av knapphet bedömas; något som sedan kan vara viktigt för en samhällsekonomisk värdering.

Ekosystemtjänstansatsen bygger i grunden på ett antropocentriskt synsätt där ”slutprodukten” är en nytta för människor. Men i och med att ekosystemansatsen bygger på kaskadmodellen och inkluderar identifiering av såväl indirekta som direkta EST finns möjligheter att använda bruttolistan för att kunna beskriva ekologiska samspel som sådana (alltså utan att nödvändigtvis koppla dessa samspel till samhällsekonomiska värden). EST-verktygslådan inklusive bruttotabellen ger förutsättningar att beskriva ekologiska processer; varav många fångas upp i reglerande och upprätthållande tjänster.

Dubbelräkningsrisker togs upp i kapitel 2, med ett exempel om vattenrening. Bruttolistan kan användas för att illustrera ytterligare fall där dubbelräkning kan vara en aktuell risk. Det gäller t.ex. EST 5 Bullerdämpning, som i sin tur leder till nyttor i form av positiv hälsopåverkan och rekreationsvärden. En värdering av bullerdämpning bör inkludera de rekreations- och hälsovärden som bullerdämpningen genererar, men inte utgöras av ett värde på bullerdämpning i sig (t.ex. med hjälp av värden från ASEK) *utöver* värden för rekreation eller hälsovärden. Kaskadmodellen är ett verktyg för att sortera i de kausala samband ur vilka ekosystemtjänster skapar samhällsekonomiska värden.

I en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys bör samtliga påverkade ekosystemtjänster finnas representerade. Analysen ska alltså inte avgränsas till specifika ekosystemtjänster. I en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys är målet att så väl som möjligt representera de värden som påverkas av ett projekt, och då bör till exempel såväl små som svårvärderade konsekvenser finnas representerade. I många fall är det möjligt att monetärt värdera vissa ekosystemtjänster men inte alla; analysen bör då presentera de monetära värdena tillsammans med en presentation av vad som inte har värderats; för att kunna ge en samlad bild av ett projekts samhällsekonomiska konsekvenser.

Håkansson och Söderqvist (2023) konstaterar att mycket få av de ekosystemtjänster som finns i SVINGs grundlista (tabell 3.1) finns representerade med samhällsekonomiska kalkylvärden i ASEK. Samhällsekonomiska kalkylvärden eller förslag på värderingsmetoder finns indirekt för bullerdämpning (SVING-klass

nummer 5) samt i viss mån försörjande tjänster som är beroende av markutnyttjande, t.ex. odling eller vild skörd och jakt (SVING-klass nummer 1 och 2). Kalkylvärden för buller finns i ASEK; dock finns inte kalkylvärden direkt för ekosystemtjänsten bullerdämpning från t.ex. vegetation. Ett förändrat markutnyttjande, med konsekvenser för värdet av försörjande ekosystemtjänster från odling eller vild skörd och jakt, kan delvis värderas genom att studera mark- och egendomskostnader i form av bland annat kompensation till markägare när mark tas i anspråk för utveckling av transportinfrastruktur. Sådana kostnader ingår i investeringskostnaden i den samhällsekonomiska kalkylen (Trafikverket 2024a, avsnitt 6.1), och investeringsbudgeten för projektet tar höjd för ersättningsanspråk från markägare genom en kalkyl för marklösenkostnader (KAM-kalkyl, Åkerholm, 2023). Den ekonomiska kompensationen till markägare kan delvis innefatta förluster i vissa ekosystemtjänster, t.ex. produktion av grödor (SVING-klass nummer 1) eller produktion av livsmedel via vilda växter, såsom blåbär (SVING-klass nummer 2).

Ekosystemtjänster kan delvis täckas i en presentation av ”ej beräknade effekter” i samband med en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys (Trafikverket, 2024b). Det finns tre möjliga sammanvägda bedömningar av storleksordningen på värdet av en ej beräknad effekt: Positivt, Negativt eller Försumbart (inkl. ingen effekt), och effekter betraktas som icke försumbara om dess värde antas överstiga 10 % av åtgärdens utgifter (Trafikverket 2024b, s. 12). En vägledning för värdering saknas dock, och en explicit koppling mellan olika effektkategorier i ”ej beräknade effekter” och ekosystemtjänster finns i nuläget inte. SVING-klasserna (tabell 3.1) skulle kunna utgöra en väg framåt till att precisera olika konsekvenser av intrång i natur- och kulturmiljö. Trafikverket (2024b, s. 52) skriver bl.a. följande (i kontexten bedömning av konsekvenser på växt- och djurliv): *”En stor hjälp för att beskriva och bedöma välfärdseffekter kan vara att resonera i termer av påverkan på ekosystemtjänster.”*

4 Metod för semi-kvantitativ värdering av ekosystemtjänster

4.1 Inledning

Som framgick av avsnitt 2.4 använder Statens Vegvesen i Norge en metod för samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser i vilken det ingår såväl monetär som icke-monetär värdering av konsekvenser. Den monetära värderingen sker på liknande sätt som i Trafikverkets samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser och resulterar i ett nettonuvärde som även uttrycks som nettonuvärde per budgetkrona. Denna monetära värdering kompletteras med icke-monetär värdering av de konsekvenser som inte har uttryckts monetärt. För den icke-monetära värderingen används semi-kvantitativa mått i form av olika ordinalskalor. Som beskrevs i avsnitt 2.4 används en skala som består av åtta olika steg i den samlade bedömningen av ej monetärt uttryckta konsekvenser: Stor positiv, positiv, försumbar, liten negativ, ganska stor negativ, stor negativ, mycket stor negativ respektive kritiskt negativ konsekvens.

Att använda sig av semi-kvantitativa mått för att bedöma riktningen och storleken på konsekvenser är vanligt inom multikriterieanalys (MKA). MKA är ett samlat begrepp för flera olika metoder som används för att bedöma hur olika handlingsalternativ presterar med avseende på ett eller flera önskvärda mål, där målen beskrivs genom olika kriterier. Se t.ex. DCLG (2009) och Söderqvist (2022) för en överblick över olika MKA-metoder och Yannis et al. (2020) för användningen av olika MKA-metoder i transportsammanhang. Målen kan vara mycket olika och många olika mått för hur handlingsalternativen presterar kan därför vara aktuella, t.ex. minskning i antal sjukdagar för målet ”god hälsa” och minskning i koldioxidutsläpp för målet ”minskad växthuseffekt”. För att nå jämförbarhet mellan handlingsalternativens prestanda används ofta en ordinalskala, på liknande sätt som en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys strävar efter monetarisering för att möjliggöra jämförelse mellan olika konsekvenser. I miljöbedömningar används ofta kategorier såsom inga/små/måttliga/stora för att kunna rangordna konsekvensers storlek (jfr Trafikverket, 2022b) och i MKA-sammanhang är poängskalor med heltal vanlig. Vilken poängskala som är lämplig beror på sammanhanget. I vissa sammanhang är få steg i skalan lämpliga (t.ex. 0 till 4), i andra sammanhang behövs en finare skala (t.ex. 0 till 100) och ibland behövs såväl negativa som positiva poäng (t.ex. 10 till +10).

Den linjära additiva metoden¹¹ är en vanlig MKA-metod, som har en viktig fördel i att vara beräkningsmässigt enkel och därför relativt transparent för t.ex. beslutsfattare jämfört med mer tekniskt avancerade MKA-metoder (Cierdiello och

¹¹ Kallas ofta *Simple Additive Weighting* (SAW) på engelska.

Genovese, 2013; Yannis et al., 2020). Vår föreslagna metod för semi-kvantitativ värdering utgår därför från denna metod. En poängskala tillämpas för att beskriva prestanda och vid behov används ett viktning förfarande för att beräkna ett slutbetyg i form av en viktad summa. I princip motsvaras ”kriterierna” i vår metod av *de ekosystemtjänster som i nuläget inte är föremål för monetär värdering i Trafikverkets samhällsekonomiska kalkyler*, och att bedöma olika ”handlingsalternativs prestanda” handlar i vår metod om att *bedöma vilka konsekvenser för människors välbefinnande (=välfärdskonsekvenser) som ett transportinfrastrukturprojekt (eller olika projektalternativ) medför genom sin effekt på ekosystemtjänster*.

Vår metod har vidare stora principiella likheter med Statens Vegvesens metod för icke-monetär värdering. Statens Vegvesens metod saknar dock formell koppling till linjär additiv MKA och till skillnad från vår metod har Statens Vegvesens metod inte ekosystemtjänster som utgångspunkt. Fördelen med att utgå från ekosystemtjänster är att ett samhällsekonomiskt relevant ramverk tillämpas konsekvent.

Välfärdskonsekvenserna av ett projekts effekt på ekosystemtjänster beror dels på hur tillhandahållandet av tjänsterna påverkas och dels på hur många människor som berörs av detta förändrade tillhandahållande. Detta kan ungefärligt beskrivas som att det både finns en ”utbudssida” och en ”efterfrågesida” som tillsammans avgör välfärdskonsekvensernas totala storlek, jfr. Burkhard et al. (2012). Båda sidorna bör alltså vägas in i en ”välfärdsindikator”, dvs. ett mått som indikerar välfärdskonsekvensernas totala storlek. Nästa avsnitt (4.2) avgränsar sig till ”utbudssidan”, dvs. till själva tillhandahållandet utan att blanda in hur många människor som faktiskt nyttjar ekosystemtjänsten ifråga. Därefter lyfter vi i avsnitt 4.3 även in ”efterfrågesidan”, dvs. antalet berörda människor.

4.2 Semi-kvantitativ värdering av förändrat tillhandahållande

4.2.1 Attribut och poängsättning av dessa

Ekosystemtjänsterna i grundlistan i kapitel 3 är definierade på en generell nivå. För att kunna bedöma i vilken grad tillhandahållandet av en viss ekosystemtjänst förändras är det för de flesta ekosystemtjänsterna nödvändigt att bryta ned dem i välfärdsrelevanta aspekter. Vi kallar dessa aspekter för *attribut*. Ett enkelt exempel kan vara ekosystemtjänsten visuell avskärmning (EST 6). Graden av den visuella avskärmning som en trädridå medför beror bland annat på ridåns längd, höjd, bredd och täthet. Längd, höjd, bredd och täthet är därför fyra relevanta attribut som sammantagna innebär en viss grad av visuell avskärmning. Att bedöma en förändring av tillhandahållandet av visuell avskärmning bör därför ske genom att först bedöma attributen (längd, höjd, bredd, täthet och andra attribut som är

relevanta för graden av visuell avskärmning) och sedan aggregera bedömningen av attributen till en bedömning av visuell avskärmning som helhet.

Benämningen ”attribut” anknyter till tillvägagångssättet i miljöekonomisk värdering med hjälp av valexperiment (*choice experiments*).¹² Sådana valexperiment sker i form av att ett scenario presenteras inom ramen för enkätundersökningar. Valexperimentet syftar till att få fram information om vilket ekonomiskt värde som respondenterna sätter på ett förverkligande av scenariot. Scenariot kan exempelvis vara ett förslag att skapa ett nytt rekreationsområde, där det tänkta rekreationsområdet beskrivs i form av attribut som antas ha betydelse för respondenternas värdering, exempelvis områdets storlek, områdets läge, tillgång till anlagda rastplatser, osv., jfr Cole et al. (2022). Olika nivåer på attributen definierar olika utformningar av det tänkta rekreationsområdet. Precis som i valexperiment bör de attribut som används för ekosystemtjänster i vår föreslagna metod vara oberoende av varandra.

Vi betecknar de välfärdsrelevanta och oberoende attributen för en viss ekosystemtjänst EST_i ($i=1,\dots,L$) för a_{ij} ($j=1,\dots,K$). Varje attribut mäts med hjälp av en poängskala som uttrycker graden av tillhandahållande av attributen, dels i referensalternativet (a_{ij}^0 , där superindex 0 står för referensalternativet) och dels i projektalternativet (a_{ij}^1 , där superindex 1 står för projektalternativet – om det finns fler än ett projektalternativ anges dessa med superindex 2, 3 osv.).

I vår föreslagna metod används en poängskala med heltal i fem steg (0, 1, 2, 3, 4), där 0 står för den minsta nivån av tillhandahållande av ekosystemtjänsten och 4 står för den högsta nivån. Denna skala i fem steg ser vi som en i dagsläget rimlig förfining av de tre kategorier som i nuläget används i SEB för ej monetariserade effekter (positivt, negativt, försumbart).

Att använda en poängskala förutsätter att varje poäng är väldefinierad utifrån varje attributs betydelse för människors välbefinnande. Definitionerna kan underlättas av kvantitativa indikatorer för graden av ekosystemtjänsternas tillhandahållande. I litteraturen finns många olika förslag på sådana indikatorer, ofta biofysiska mått som mängd biomassa per hektar, fiskbestånds storlek i antal eller ton, etc. (Burkhard et al., 2012). För exemplet visuell avskärmning (EST 6) ovan skulle man kunna tänka sig biofysiska indikatorer som ridåns längd, bredd och höjd (i meter) och ridåns täthet (i antal träd per hektar), där kombinationer av dessa indikatorer ger en grund för att definiera olika poäng. Definitionen av varje poäng måste dock även ta hänsyn till betydelsen för människors välbefinnande: För högsta poäng krävs alltså inte enbart en ridå som fungerar väl rent biofysiskt utan även har en hög potential att vara till nytta för människor.

¹² I GIS-litteratur används vanligen termen ”factors” för det som vi här benämner ”attribut”.

Även om varje poäng är väldefinierad är det troligen svårt att komma ifrån osäkerhet i poängsättningen: Kanske bedöms det mest troliga värdet vara 3, men samtidigt finns det en viss sannolikhet att värdet är 2 eller 4 (och kanske rentav en viss sannolikhet att värdet är 0 eller 1). I en probabilistisk analys kan en sådan osäkerhet angripas genom att anta eller anpassa en sannolikhetsfördelning för poängen, varefter en Monte Carlo-ansats (simuleringar) används för att få fram ett slutresultat som även visar osäkerheten i slutresultatet. Se t.ex. Rosén et al. (2015), som använde betafördelningar för poängen för att beskriva deras osäkerhet. I vår föreslagna metod ingår inte någon probabilistisk analys, men en sådan analys kan vara ett framtida utvecklingssteg.

Det är önskvärt att en poängskala av typen 0, 1, 2, 3, 4 definieras så att det råder ekvidistans mellan de olika poängen, dvs. att avståndet mellan t.ex. 1 och 2 är lika stort som avståndet mellan 3 och 4. Sådan ekvidistans kan i praktiken dock vara svår att åstadkomma, vilket kan leda till ett svårtolkat slutresultat. Det finns kvantitativa metoder för att angripa detta problem, se t.ex. Hobart et al. (2007), men ett grundläggande steg är att definiera poängskalan med ekvidistans i åtanke. Det är viktigt att komma ihåg att poängskalan ska koppla till nyttopotentialen för människor och att det kan föreligga icke-linjära förhållanden mellan biofysiska indikatorer och nyttopotentialen. När det gäller exemplet med visuell avskärmning och indikatorn höjd i meter kan det exempelvis finnas tröskeleffekter på så sätt att alla höjder under ett visst metertal inte har någon nyttopotential alls.

4.2.2 Viktning och beräkning av totalpoäng

När varje attribut har poängsatts beräknas en totalpoäng för tillhandahållandet av ekosystemtjänsten som en viktad poängsumma, dels för referensalternativet och dels för projektalternativet:

$$uEST_i^0 = \sum_j w_j a_{ij}^0 \text{ och} \quad (\text{ekv. 4.1})$$

$$uEST_i^1 = \sum_j w_j a_{ij}^1 \quad (\text{ekv. 4.2})$$

där prefixet u betecknar att totalpoängen gäller själva tillhandahållandet ("utbudet") av ekosystemtjänsten och för vikterna w_j gäller att $\sum_j w_j = 1$. Observera att vikterna antas vara lika i referensalternativet och projektalternativet. Vikternas storlek avgörs av attributens betydelse för ekosystemtjänstens tillhandahållande. Om varje attribut är lika viktigt ska vikterna vara lika stora för varje attribut. Det kan dock förväntas vara vanligt att vikternas storlek skiljer sig åt mellan attributen. För exemplet med visuell avskärmning skulle man kunna tänka sig att attributen längd, bredd, höjd och täthet inte alltid är lika viktiga för att uppnå en viss visuell avskärmning på en viss plats och därför bör poängen för dessa attribut sättas olika vikter i beräkningen av totalpoäng.

Förändringen i totalpoäng för tillhandahållandet av ekosystemtjänsten till följd av projektet ($\Delta uEST_i$) beräknas som

$$\Delta uEST_i = uEST_i^1 - uEST_i^0, \quad (\text{ekv. 4.3})$$

vilket blir ett negativt (positivt) värde om projektet medför en försämring (förbättring) av tillhandahållandet av ekosystemtjänsten. Givet den föreslagna poängskalan är det minsta respektive högsta möjliga värdet för förändringen lika med -4 respektive $+4$.

Totalpoängen för varje enskild ekosystemtjänst kan aggregeras till en samlad totalpoäng för tillhandahållandet av samtliga semi-kvantitativt värderade ekosystemtjänster genom att beräkna följande viktade poängsumma:

$$uEST^0 = \sum_i v_i uEST_i^0 \text{ och} \quad (\text{ekv. 4.4})$$

$$uEST^1 = \sum_i v_i uEST_i^1, \quad (\text{ekv. 4.5})$$

där vikterna v_i summerar till 1 och uttrycker respektive ekosystemtjänsts potentiella betydelse för välfärd. Observera att även här antas vikterna vara lika i referensalternativet och projektalternativet. Förändringen i den samlade totalpoängen för tillhandahållandet av samtliga semi-kvantitativt värderade ekosystemtjänster till följd av projektet ($\Delta uEST$) beräknas som

$$\Delta uEST = uEST^1 - uEST^0. \quad (\text{ekv. 4.6})$$

4.3 Att inkludera nyttjandet i den semi-kvantitativa värderingen

Den semi-kvantitativa värderingen av tillhandahållandet av ekosystemtjänster som beskrevs i föregående avsnitt ger information om potentialen hos ekosystemtjänsterna att stödja människors välbefinnande. Även om den informationen är viktig i sig är den inte tillräcklig för att bedöma i vilken grad människors välbefinnande påverkas, eftersom detta avgörs av hur många människor som nyttjar respektive ekosystemtjänst. Det finns med andra ord behov av att inkludera en "efterfrågesida", vilket vi här förenklar som antalet berörda personer (n_i).

För att anknyta till exemplet visuell avskärmning (EST 6): Avsnitt 4.2.1 beskriver hur ett förändrat tillhandahållande av visuell avskärmning kan värderas semi-kvantitativt, men detta värde saknar betydelse ur välfärdssynpunkt om ingen människa någonsin kommer att beröras av det ändrade tillhandahållandet av visuell avskärmning. Hur stor betydelsen är avgörs av hur många personer som berörs. Systemgränsen för analysen bör alltså dras på ett sätt som gör att berörda personer inkluderas i analysen.

Denna "efterfrågesida" för en enskild ekosystemtjänst EST_i kan införas genom att undersöka hur många personer som berörs av tillhandahållandet av ekosystemtjänsten på den nivå som uttrycks av totalpoängen $ueEST_i$, dvs. undersöka storleken på n_i . För exemplet visuell avskärmning skulle de berörda personerna kunna vara antalet boende som gynnas av en trädskärm mellan bostad och väg. Man skulle också kunna tänka sig ett trafikantperspektiv där visuell avskärmning är något negativt på så sätt att den ger en mindre vacker utsikt från vägen; antalet berörda personer blir då antalet trafikanter på vägen. Det här innebär att projektalternativet kan medföra förändringar i n_i jämfört med referensalternativet, vilket indikeras nedan med superindex. I vissa fall kan det vara rimligt att anta att n_i inte påverkas av projektet.

Genom att multiplicera n_i med totalpoängen $ueEST_i$ erhålls ett mått som reflekterar både "utbuds"- och "efterfrågesidan" ($ueEST_i$), dvs. ett mått som kan fungera som välfärdsindikator:

$$ueEST_i^0 = n_i^0 \times ueEST_i^0 = n_i^0 \times \sum_j w_j a_{ij}^0 \text{ och} \quad (\text{ekv. 4.7})$$

$$ueEST_i^1 = n_i^1 \times ueEST_i^1 = n_i^1 \times \sum_j w_j a_{ij}^1. \quad (\text{ekv. 4.8})$$

Förändringen i $ueEST_i$ till följd av projektet kan beräknas som:

$$\Delta ueEST_i = ueEST_i^1 - ueEST_i^0. \quad (\text{ekv. 4.9})$$

Vi har nu ett mått som tar hänsyn till både "utbuds"- och "efterfrågesidan", men på bekostnad av att det inte längre begränsas av den valda poängskalan. Det behövs därför en normalisering så att storleken på $ueEST_i$ uttrycks i poängskalan från 0 till 4 utifrån någon lämplig definition på vad som ska anses som ett litet eller stort värde på $ueEST_i$. Med en sådan översättning kan en slutlig totalpoäng EST_i erhållas för ekosystemtjänsten för referensalternativet och projektalternativet. Förändringen i välfärdsindikatorn kan då mätas som:

$$\Delta EST_i = EST_i^1 - EST_i^0, \quad (\text{ekv. 4.10})$$

där det minsta respektive högst möjliga värdet för förändringen är lika med -4 respektive $+4$.

Det finns ingen universallösning för hur normaliseringen bör gå till i praktiken. En möjlighet är att studera kvoten $\Delta ueEST_i / ueEST_i^0$ för att bedöma värdet på ΔEST_i . Kvoten kan normaliseras till skalan från -4 till $+4$ på ett rent linjärt sätt genom multiplikation med 4, men man kan också tänka sig en icke-linjär normalisering.

En annan möjlighet är att relatera n_i till det totala antalet personer inom den valda systemgränsen (N_i), t.ex. det totala antalet boende eller det totala antalet trafikanter inom den valda systemgränsen. Med det relativa måttet n_i/N_i bevaras poängskalan, eftersom n_i/N_i blir en extra vägningsfaktor med 1 som högsta värde och 0 som

lägsta värde. Följande beräkningar ger därmed den slutliga totalpoängen för välfärdsindikatorn EST_i direkt för referensalternativet och projektalternativet:

$$EST_i^0 = n_i^0 / N_i^0 \times uEST_i^0 = n_i^0 / N_i^0 \times \sum_j w_j a_{ij}^0 \text{ och} \quad (\text{ekv. 4.11})$$

$$EST_i^1 = n_i^1 / N_i^1 \times uEST_i^1 = n_i^1 / N_i^1 \times \sum_j w_j a_{ij}^1, \quad (\text{ekv. 4.12})$$

och för förändringen gäller att:

$$\Delta EST_i = EST_i^1 - EST_i^0, \quad (\text{ekv. 4.13})$$

där det minsta respektive högsta möjliga värdet för förändringen är lika med -4 respektive $+4$. Att poängskalan bevaras är en praktisk fördel med att använda det relativa måttet n_i/N_i , men beräkningen är avhängig en rimlig definition av N_i .

Den slutliga totalpoängen för välfärdsindikatorn EST_i för varje enskild ekosystemtjänst kan slutligen aggregeras till en samlad totalpoäng för samtliga semi-kvantitativt värderade ekosystemtjänster genom att beräkna följande viktade poängsumma:

$$EST^0 = \sum_i v_i EST_i^0 \text{ och} \quad (\text{ekv. 4.14})$$

$$EST^1 = \sum_i v_i EST_i^1, \quad (\text{ekv. 4.15})$$

där vikterna v_i summerar till 1. Vikterna uttrycker respektive ekosystemtjänsts betydelse för välfärd och antas här vara desamma som användes i beräkningen av $uEST$ i avsnitt 4.2.2. Observera att även här antas dessutom vikterna vara lika i referensalternativet och projektalternativet. Förändringen i slutlig samlad totalpoäng för samtliga semi-kvantitativt värderade ekosystemtjänster till följd av projektet (ΔEST) beräknas som

$$\Delta EST = EST^1 - EST^0, \quad (\text{ekv. 4.16})$$

där det minsta respektive högsta möjliga värdet för förändringen är lika med -4 respektive $+4$.

4.4 Att dra slutsatser

Slutresultatet av den beskrivna semi-kvantitativa värderingsmetoden är en värdering av förändringen mellan projektalternativet och referensalternativet för varje ekosystemtjänst ΔEST_i och sammanlagt för alla ekosystemtjänster (ΔEST). Som framgick av föregående avsnitt gäller att värdet på såväl ΔEST_i som ΔEST kan som lägst vara -4 och som högst $+4$.

Ibland kan det också vara av intresse att studera delresultatet beträffande det förändrade tillhandahållandet $\Delta uEST_i$ respektive $\Delta uEST$, eftersom det förändrade tillhandahållandet återspeglar projektets påverkan på naturen. Det ska dock hållas i

minnet att det är välfärdsrelevant påverkan på naturen som har värderats. Exempel: $\Delta uEST_i$ för ekosystemtjänsten visuell avskärmning ger information om vilka konsekvenser som projektalternativet får för tillhandahållandet av visuell avskärmning oavsett efterfrågan på denna tjänst, och givet poängsättningen och viktningen av de välfärdsrelevanta attribut som har definierats för tjänsten. Även för $\Delta uEST_i$ som $\Delta uEST$ gäller att värdet kan som lägst vara -4 och som högst $+4$.

Givet att den semi-kvantitativa värderingen görs utifrån *samma definitioner och tillvägagångssätt* för olika projekt kan projekten rangordnas utifrån slutresultatet hur de presterar avseende enskilda ekosystemtjänster (ΔEST_i) och även utifrån hur de presterar avseende samtliga semi-kvantitativt värderade ekosystemtjänster (ΔEST). Detsamma gäller för en rangordning av olika projektalternativ inom ett och samma projekt. En rangordning är också möjlig att göra utifrån delresultatet som beskriver det förändrade tillhandahållandet $\Delta uEST_i$ respektive $\Delta uEST$, men vi fokuserar här på det slutresultat som inkluderar både ”utbuds-” och ”efterfrågesidan”.

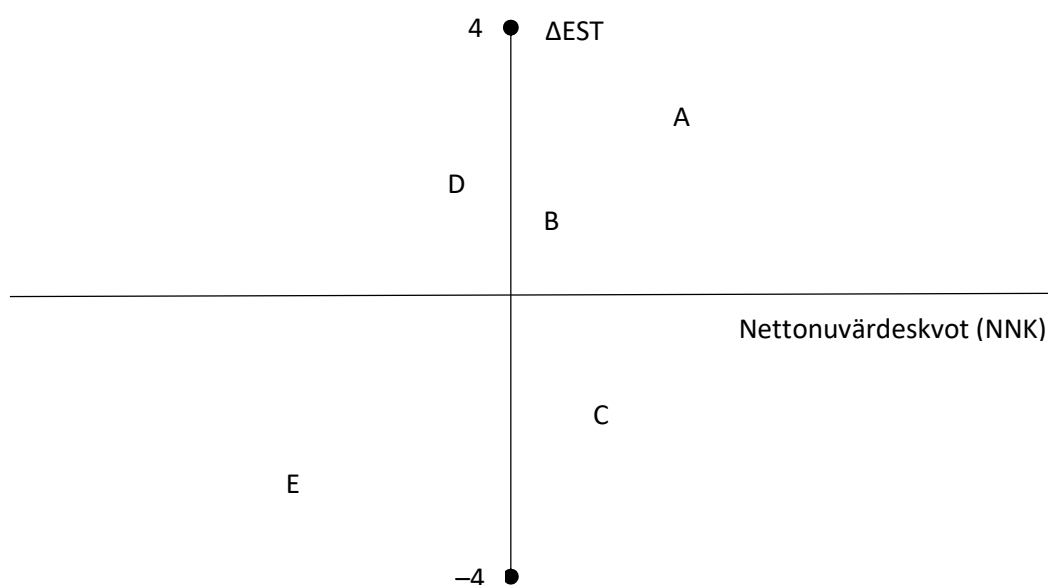
Resultatet kan relateras till de konsekvenser som har värderats monetärt genom att använda en liknande figur som i avsnitt 2.4. Att två olika skalor, en semi-kvantitativ och en monetär, har använts leder oundvikligen till bristande jämförbarhet, men i vissa fall kan den semi-kvantitativa och den monetära informationen ge entydiga resultat. För att exemplifiera detta har några hypotetiska projekt prickats in i figur 4.1 utifrån hur de presterar semi-kvantitativt respektive monetärt.

Nettonuvärdeskvoten (NNK) används här som det monetära måttet, dvs. nettonuvärdet dividerat med nuvärdet av kostnader. Ett projekt med $NNK > 0$ signalerar samhällsekonomisk lönsamhet avseende ett projektets monetärt värderade konsekvenser, på motsvarande sätt som ett värde på $\Delta EST > 0$ signalerar samhällsekonomisk lönsamhet avseende projektets konsekvenser för ekosystemtjänster. I exemplifieringen antar vi för enkelhets skull att nettonuvärdeskvoten och den semi-kvantitativa värderingen av ekosystemtjänster fångar upp projektens *samtliga* konsekvenser, men i praktiken är det nödvändigt att ta hänsyn till att vissa konsekvenser ingår med osäkerhet eller inte alls i nettonuvärdeskvoten eller i den semi-kvantitativa värderingen av ekosystemtjänster, t.ex. icke-monetariserade trafikanteffekter (jfr Trafikverket, 2024b).

Av figur 4.1 framgår att projekt A entydigt är samhällsekonomiskt lönsamt och bättre än alla andra projekt, eftersom både NNK och ΔEST är positiva och dessutom högre för projekt A än alla andra projekt. På liknande sätt är projekt E entydigt samhällsekonomiskt olönsamt och sämre än alla andra projekt. När det gäller projekt B indikerar både $NNK > 0$ och $\Delta EST > 0$ att det är samhällsekonomiskt lönsamt, men det är ändå inte självklart att B är bättre än C och D. C har förvisso ett negativt ΔEST -värde, men eftersom $NNK^C > NNK^B$ skulle det högre NNK -värdet

kunna kompensera för det lägre ΔEST -värdet. På liknande sätt har D ett negativt NNK , men detta skulle kunna kompenseras av att $\Delta EST^D > \Delta EST^B$.

Figur 4.1 Fem hypotetiska projekt (A-E) och deras konsekvenser, varav vissa har värderats monetärt och övriga har värderats semi-kvantitativt. Resultatet av den monetära värderingen uttrycks genom nettonuvärdeskvoten och resultatet av den icke-monetära värderingen uttrycks genom ΔEST .



Att monetarisera alla konsekvenser är ett sätt att entydigt kunna rangordna alla projekt, och man skulle kunna se den semi-kvantitativa värderingen som ett steg på vägen mot monetarisering. Genom den föreslagna metoden för semi-kvantitativ värdering konkretiseras nämligen på vilka sätt som ekosystemtjänster bidrar till människors välfärd, till exempel genom identifieringen av välfärdsrelevanta attribut. Denna konkretisering är till hjälp som underlag för monetär värdering i ett senare skede.

4.5 Att genomföra poängsättning och viktning i praktiken

Den generella procedur för semi-kvantitativ värdering som beskrivits ovan innefattar många bedömningsmoment, exempelvis val av attribut, poängsättning och viktning. Själva poängsättningen underlättas av en väldefinierad poängskala, men å andra sidan behövs bedömningar i arbetet med att definiera poängnivåerna. Som har framgått ska attribut vara välfärdsrelevanta och poäng och viktning har också med betydelse för människors välbefinnande att göra. Det här innebär att kunskap om människors preferenser är central för bedömningarna. Information om

preferenserna kan vid behov inhämtas genom intervjuer, enkäter och gruppdiskussioner (fokusgrupper) riktade till (berörda delar av) allmänheten, men ibland kan befintlig kunskap vara tillräcklig genom litteratur och medverkan av experter. Olika typer av expertis är i vilket fall som helst nödvändig i arbetet, eftersom det exempelvis kan krävas naturvetenskaplig sakkunskap för att kunna bedöma vilka biofysiska indikatorer som är mest lämpliga att använda för att beskriva graden av ekosystemtjänsternas tillhandahållande.

Det finns olika former av tekniska hjälpmedel som kan underlätta de bedömningar som ska göras. Här följer några exempel: GIS-programvaran TerrSet innehåller en modul för multikriterieanalys där användaren bland annat kan använda olika icke-linjära funktioner för att översätta kontinuerliga biofysiska indikatorer till en standardiserad poängskala. Det är nämligen inte självklart att den potentiella välfärdsbetydelsen av en ekosystemtjänst är linjär i förhållande till den biofysiska indikatorn. Samma programvara tillhandahåller även en modul för viktning av attribut som bygger på parvisa jämförelser mellan attributen. Den metod som används i programvaran bygger på multikriterieanalysmetoden Analytical Hierarchy Process, men enbart som hjälp för själva viktningen, inte som bedömningsmetod för projekteralternativet som helhet. När användaren har gjort den parvisa jämförelsen för alla attribut kan programvaran räkna ut de slutliga vikterna för varje attribut, där vikterna summerar till 1. Programvaran kontrollerar även att de parvisa jämförelserna har varit logiskt konsistenta.

För viktningen bör i vilket fall som helst undvikas att vikten för ett av attributen räknas ut som en residual (1 minus de övriga attributens vikter), eftersom betydelsen av detta attribut i så fall kanske ägnas mindre eftertanke än betydelsen av de övriga attributen. En enkel metod för att undvika detta är att först åsätta varje attribut ett betyg för dess betydelse utifrån en ordinalskala, t.ex. heltal mellan 1 och 25. När detta har gjorts för samtliga attribut kan vikten för varje attribut räknas ut som attributets betyg dividerat med betygsumman för samtliga attribut.

Tekniska hjälpmedel finns även tillgängliga för att samla in information från experter eller representanter för allmänheten på ett strukturerat sätt vid workshoppar och gruppdiskussioner. Ett av många exempel är elicitering av bedömningar inklusive osäkerheten i dessa med stöd av programvaran SHELF (Oakley and O'Hagan, 2016).

5 Semi-kvantitativ värdering med ekosystemtjänstansats och GIS

I detta kapitel exemplifieras den semi-kvantitativa metodiken för värdering av ekosystemtjänster som presenterades i kapitel 4. Metodiken presenteras här genom en tillämpning med hjälp av GIS. Den mjukvara som används är ArcGIS¹³; en mjukvara som är brett använd inom såväl akademien som av andra aktörer i samhället.¹⁴

5.1 Val av fallstudie

Fallstudien som valts är projektet att bygga en dubbelspårig järnväg för höghastighetståg och snabba regionaltåg mellan Hässleholm och Lund, vilket är en cirka sju mil lång delsträcka på en planerad ny stambana mellan Stockholm och Malmö. Anledningarna till att detta projekt valdes som fallstudie är 1) det var ett planerat projekt och därmed realistiskt, och 2) det är ett av få Trafikverksprojekt för vilket det finns en utredning av påverkan på ekosystemtjänster (Trafikverket, 2020a). I figur 5.1 presenteras fallstudieområdet, markerat som en röd box i figuren.

Rapporten PM Ekosystemtjänster Hässleholm-Lund (Trafikverket, 2020a) baseras på lärdomar från Trafikverkets rapport Integrering av ekosystemtjänster i miljökonsekvensbeskrivningar inom infrastrukturprojekt (Malmaues et al., 2018), samt Naturvårdsverkets rapport 6690 Guide för värdering av ekosystemtjänster (NV, 2015).

Avsikten med rapporten var att inkludera hela ekosystemtjänstansatsen, från identifiering och kvantifiering till värdering av ekosystemtjänster. Rapportarbetet kom emellertid inte längre än till att presentera identifiering och kartläggning av ekosystemtjänster i referensalternativet, dvs. utan ny järnväg. Anledningen till att delrapporten inte inkluderar fler steg av ekosystemtjänstansatsen var att planerna om att bygga den nya stambanan lades på is av den nuvarande regeringen och därmed även färdigställandet av Trafikverkets rapport.

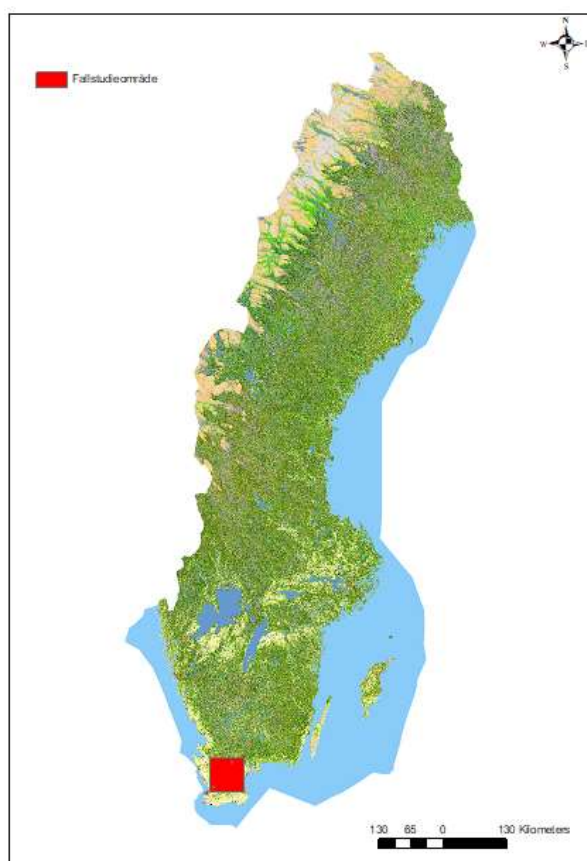
Studien i Trafikverket (2020a) är väl genomförd och inkluderar en rad olika datakällor för att identifiera och kartlägga ekosystemtjänster i fallstudieområdet för en ny stambana mellan Hässleholm. Deras kontextspecifika studie skiljer sig från vår fallstudie, i vilken nationell data användes då syftet är att ta fram en prototyp till en generell värderingsmodell som input i en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys i en samlad effektbedömning. En specifik värderingsmodell

¹³ [About ArcGIS | Mapping & Analytics Software and Services \(esri.com\)](https://www.esri.com/about-arcgis/mapping-and-analytics-software-and-services)

¹⁴ Detaljerad kodning i ArcGIS återfinns i Appendix 1.

kan förväntas ge mer robusta resultat för ett givet område, men är också betydligt mer resurskrävande än att använda en generell modell som är oberoende av vilket område som studeras. Med hjälp av underlag från exempelvis mobildata och fler specifika värderingsstudier kan prototypen för en generell modell förfinas så att värderingsmodellen kan appliceras på specifika fall utan att vidare platsspecifika värderingsstudier blir nödvändiga, jfr resonemang i Söderqvist (2024).

Figur 5.1 Fallstudieområdet för planerad dubbelspårig järnväg för höghastighetståg och snabba regionaltåg mellan Hässleholm och Lund.



5.2 Semi-kvantitativ värdering med hjälp av GIS: Närrekreation

Den semi-kvantitativa metodiken appliceras genom att ta fram en prototyp till en generell modell som kan användas på ekosystemtjänsten närrekreation, där närrekreation avser fritidsaktiviteter som utförs i närheten av hemmet och inte under längre tid än en dag. Det finns ingen universell definition på vilket avstånd till hemmet som kan klassas som närrekreation, utan det beror på saker såsom individuella preferenser och lokal kontext. Därav följer att de avstånd som används för studier av närrekreation varierar mellan olika studier (Fredman et al., 2023). I

denna fallstudie definieras närrekreation som rekreation som genomförs 0–5,5 km från hemmet.

Närrekreation fångar delar av EST 17 i SVINGs grundlista för ekosystemtjänster: rekreationsmöjligheter. Här ingår komponenter såsom tillhandahållande av attraktiva rekreationsmöjligheter tack vare exempelvis varierande djurliv, intressant vegetation och ekologiska funktioner som är vackra eller i kombination med sin omgivning bidrar till vackra utsikter. Då närrekreation enbart fångar delar av EST 17, exempelvis inkluderas inte långväga rekreation, väljer vi att benämna möjligheter till närrekreation som EST 17a.

Storleken på välfärdskonsekvenserna av ett projekts påverkan på en ekosystemtjänst beror dels på hur tillhandahållandet av tjänsten påverkas, dels på hur många människor som berörs av detta förändrade tillhandahållande. Det kan sägas att det finns en ”utbudssida” för en ekosystemtjänst, vilken inkluderar information om såväl vad som tillhandahålls som dess potentiella betydelse för välfärd och en ”efterfrågesida”, som innehåller information om antal berörda människor (jfr kapitel 4). För närrekreation har vi valt att benämna det förra som rekreationspotential (*RP*) och det senare som nyttjandepotential (*NP*).

Genom att ta fram ett mått, välfärdsindikatorn EST_{17a} , som reflekterar både ekosystemtjänstens potentiella betydelse för välfärd och antal berörda personer, kan ett projekts välfärdskonsekvenser för närrekreation beräknas som:

$$\Delta EST_{17a} = RP^1 \times NP^1 - RP^0 \times NP^0, \quad (\text{ekv. 5.1})$$

där superindex 0 står för referensalternativet och superindex 1 står för projektalternativet.

Referensalternativet är att ingen ny järnväg byggs mellan Hässleholm och Lund och projektalternativet är att en ny järnväg byggs mellan Hässleholm och Lund.

Enbart genom visuella iakttagelser av GIS-underlag för rekreationspotential och/eller nyttjandepotential går det att få en övergripande uppfattning om var det är mer eller mindre lämpligt att dra en järnväg ur ett närrekreations- och välfärdsperspektiv. Merarbetet för att inkludera ett större område i GIS-analysen är liten, således finns det skäl till att ha marginaler när storleken på studieområdet väljs ut. I studien av närrekreation inkluderas därför hela fallstudieområdet. Den dragning av järnväg (projektalternativ) som valdes för att illustrera hur välfärdskonsekvenser kan tas fram för närrekreation baserades på att påverkan på rekreationspotential skulle bli så liten som möjligt. Detta föreföll rimligt baserat på att enbart närrekreation studeras och att järnväg då ej kan förväntas dras genom områden med hög rekreationspotential. Det kan noteras att denna dragning också visade sig falla inom det korridorval som diskuterades i Samråd 3 där samtliga aspekter av ett järnvägsbygge vägdes in (Trafikverket, 2021c).

5.2.1 Rekreationspotential: Attribut, poängsättning och viktning

I litteraturen återfinns en rik flora av indikatorer för om människor värdesätter ett område för rekreation eller ej. Fredman et al. (2023) har, baserat på en gedigen litteraturgenomgång, tagit fram allmängiltiga/generaliserbara indikatorer för värdesättande av skogsrekreation. Mer specifikt handlar detta om indikatorer som har en signifikant påverkan på rekreativsvärdet, oberoende av fallstudieområde. Fredman et al. (2023) delar upp indikatorerna i tre huvudkategorier vilka kan anses vara applicerbara på alla typer av naturrekreation, dvs. inte enbart för skogsrekreation. I den första kategorin ingår indikatorer som speglar omgivningens egenskaper, såsom närheten till vatten, buller och hur landskapet ser ut, samt indikatorer som representerar den infrastruktur som möjliggör rekreation, såsom informationstavlor och parkeringsplatser. I den andra kategorin ingår indikatorer som speglar människors möjlighet att utöva rekreation såsom avstånd till bostaden och kunskap om rekreativsområdet. Slutligen, i den tredje kategorin ingår indikatorer såsom antal besök och betalningsvilja för rekreation i ett område.

För denna fallstudie har fem välfärdrelevanta attribut för rekreativspotential tagits fram. Valet av attribut är baserat på befintlig litteratur; hur lättillgänglig data är (enbart öppna nationella data har använts); om data går att analysera med hjälp av GIS (geodata); att attributen anses vara oberoende av varandra; och att attributen är av särskild relevans vid järnväg/vägbygge. Attributen är följande:

1. Närhet till vatten
2. Landskapstyp
3. Avstånd till järnväg eller mycket störande väg
4. Avstånd till ganska störande väg
5. Typ av rekreativsområde

Samtliga attribut behöver tas fram för varje delområde inom fallstudieområdet och då GIS-används i denna fallstudie innebär ett delområde en pixel. Definitionen av respektive attribut, typ av inputdata samt datakällor, sammanfattas i tabell 5.1.

Varje attribut mäts med hjälp av en poängskala som uttrycker graden av tillhandahållande av de fem attributen ($j=0, \dots, 5$). Poängskalan består av fem steg ($a=0, 1, 2, 3, 4$), där 0 står för den minsta nivån av tillhandahållande av attributet och 4 står för den högsta nivån. Varje poäng är definierad utifrån varje attributs betydelse för människors välbefinnande.

Tabell 5.1 Definition av attribut för rekreationspotential (RP).

Attribut	Definition	Input-data	Datakälla
Närhet till vatten	Avståndet till sjö eller å/älv från en given pixel	Raster, 10×10 m pixlar	Nationella marktäckedata ^a
Landskapstyp	Typ av markanvändning i en given pixel, såsom ädellövskog, åkermark etc.	Raster, 10×10 m pixlar	Nationella marktäckedata
Avstånd till järnväg eller mycket störande väg	Avstånd till motorväg eller järnväg från en given pixel	Vektor	Trafikverket ^b
Avstånd till ganska störande väg	Avstånd till väg från en given pixel med en hastighetsbegränsning på över 70 km/h (ingen motorväg)	Vektor	Trafikverket
Typ av rekreationsområde	För en given pixel, om området kan anses vara av extra relevans för friluftsliv, såsom ligger i en nationalpark.	Raster, 10×10 m pixlar, baserat på vektor	Naturvårdsverkets metadatakatalog för geodata ^c

^a [Nationella Marktäckedata \(NMD\) \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se) Aktuell och heltäckande kartering av Sveriges marktäckedata är något många aktörer inom miljöområdet har behov av. Naturvårdsverket har i samarbete med flera svenska myndigheter och organisationer tagit fram en rikstäckande kartering. Information om olika kategorier av landskapstyp etc. återfinns i rapporten Nationella marktäckedata 2018 basskikt [Rapport \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se).

^b <https://lastkajen.trafikverket.se/aboutdata>

^c [Naturvårdsverkets Metadatakatalog för Geodata \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se). Beskrivning av metadata återfinns i Naturvårdsregistret Beskrivning av öppna data och tillhörande tjänster Utgåva 1.1 2023-03-10.

De olika attributen antas bidra olika mycket till människors välbefinnande och viktas därmed olika, för vikterna w_j gäller att $\sum_j w_j = 1$. Vikterna antas vara lika i referensalternativet och projekteralternativet. Den viktade totalpoängen för tillhandahållandet av rekreationspotential i referensalternativet respektive projekteralternativet är därmed:

$$RP^0 = \sum_j w_j a_j^0 \text{ och} \quad (\text{ekv. 5.2})$$

$$RP^1 = \sum_j w_j a_j^1 \quad (\text{ekv. 5.3})$$

Givet poängskalan och $\sum_j w_j = 1$ är den högsta viktade totalpoängen för ett område 4 och det lägsta 0.

Attributen beskrivs närmare nedan, och i tabell 5.2 presenteras en definition för varje poäng för vart och ett av de fem attributen för närrecreation samt hur de olika attributen viktas mot varandra.

Attribut 1: Närhet till vatten. Närhet till vatten har stor betydelse för rekreationssupplevelser (Fredman et al., 2023; Eggers et al., 2018) och avser avståndet från en given pixel till en sjö, å, eller älv. Anledningen till att enbart sjöar, åar och älvar inkluderas är att den data som finns tillgänglig i Sverige över olika typer av landskap (NV, 2023) är så pass detaljerad att vattensamlingar på 10×10 meter fångas upp, dvs. pixelstorleken är 10×10 m. Innebörden är att om attributet närhet till vatten skulle inkludera alla vattensamlingar, såsom även bevattningsdammar och diken, skulle i princip varje pixel inom ett fallstudieområde vara klassat som nära vatten. I denna fallstudie antas att närhet till vattensamlingar som ej är sjöar, åar eller älvar ej påverkar människors rekreationspotential i en signifikant positiv eller negativ riktning. Vidare, attributet närhet till vatten antas fånga upp rekreativaktiviteter i vattnet, dvs. pixlar som befinner sig i en sjö, å eller älv exkluderas från analysen. När det gäller poängsättning är attributet närhet till vatten linjärt indelat i fem steg. Om en pixel är belägen 0–500 meter från vatten ges 4 poäng; 501–1000 meter ges 3 poäng, osv., upp till 2000 meter eller mer, vilket ger 0 poäng. När det gäller viktningen mellan attributen så finns det en mycket etablerad kunskapsbild som säger att närhet till vatten är viktigt för rekreationsvärden och detta attribut ges därmed en relativt hög vikt: 0,25.

Attribut 2: Landskapstyp. Typen av mark i en pixel, såsom barrskog, ädellövskog eller åkermark, påverkar förutsättningar för rekreation och upplevelsen av en plats (Fredman et al., 2023). Landskapstyperna är uppdelade i fyra huvudkategorier med tillhörande underkategorier (NV, 2023). När det gäller attributet landskapstyp finns det få entydiga svar i litteraturen på vilken typ av landskap som är generellt mer eller mindre uppskattad av de flesta (Fredman et al., 2023). Det är dock tydligt att människor tenderar att uppskatta uppväxt skog med stora träd framför exempelvis kalhyggen, på samma sätt tenderar människor att uppskatta när skogen ej är tät samt ett heterogent landskap (såsom ängsmark snarare än homogen åkermark och blandskog snarare än homogena granskogar) (Fredman et al., 2023). Därtill visar många studier att ädellövskog är något som människor tenderar att föredra framför barrskog (Norman, 2018). Vidare, öppna landskap såsom ängsmark ger goda förutsättningar för rekreation och är uppskattade till följd av kulturella värden och artrikedom (Hahn et al., 2018). Våtmarkers stora rekreationsvärden är något som blir mer och mer uppmärksammat, dels så är våtmarksområdena i vissa delar av landet (t.ex. i Skåne) fortfarande relativt få och små och det finns en varierande artrikedom, dels kan våtmarker bidra till människors livskvalitet på flera olika sätt (Pedersen et al., 2019). Landskapstyperna öppet landskap och ädellövskog ges 4 poäng och landskapstyperna våtmark, blandskog och lövskog (ej ädellöv) ges 3 poäng. Landskapstypen barrskog ges 2 poäng, och skogsmark temporärt utan träd (såsom kalhygge) ges 1 poäng. Landskapstyperna åkermark och bebyggelse (dvs. det finns byggnader, parkeringsplatser, etc.) ges 0 poäng då det antas att det inte går att utföra rekreation på dessa landskapstyper. Attributet landskapstyp ges den fjärde

lägsta vikten (0,15) bland attributen, efter närhet till vatten, typ av rekreationsområde och avstånd till mycket störande väg eller järnväg.

Attribut 3 och 4: Avstånd till järnväg eller mycket störande väg respektive avstånd till ganska störande väg. Dessa två attribut fångar upp allmän upplevd olägenhet av väg/järnväg till följd av buller, där trafiken antas upplevas olika beroende på exempelvis hastighet, trafikmängd och typ av trafik. Att buller har stor negativ påverkan på rekreation är väl förankrat i litteraturen (Fredman et al., 2023). Här antas att vägar med en hastighetsbegränsning på över 70 km/h ger en betydligt mindre olägenhet än motorvägar och järnvägar, därav uppdelningen i två olika attribut. Det antas vidare att inom de pixlar som ligger inom de 30 närmaste metrarna på vardera sida av en mycket störande väg (motorväg) eller järnväg sker ingen rekreation, dvs. det finns ingen rekreationspotential. Ljudnivån minskar med avståndet till källan, denna minskning är dock inte linjär. För såväl järnväg eller mycket störande väg som ganska störande väg gäller att ett avstånd på minst 801 meter ges 4 poäng, dvs. rekreationspotentialen är hög till följd av lite buller, 401–800 meter ges 3 poäng, 201–400 meter ges 2 poäng, 101–200 meter ges 1 poäng, mindre än 101 meter ger 0 poäng. Attributet järnväg eller mycket störande väg ges viktningen 0,20 och attributet ganska störande väg ges den lägsta viktningen för de fem attributen: 0,10.

Attribut 5: Typ av rekreationsområde. Typ av rekreationsområde avser om marken i en given pixel är en del av en nationalpark; naturreservat; Natura 2000 område, men inte ett naturreservat eller nationalpark; alternativt ett annat område av riksintresse för friluftsliv¹⁵, men som inte täcks av något av de tre tidigare kategorierna. Nationalparker, naturreservat och Natura 2000-områden har olika regelverk, de har dock alla gemensamt att skydda särskilda naturmiljöer. Nationalparker och naturreservat ska därtill främja rekreation, men där denna görs inom vissa ramar för att skydda den naturliga miljön. Områden som är identifierade som område av riksintresse för friluftsliv är områden som inte är skyddade områden, men som är, av olika skäl, såsom landskapsbild och tillgänglig infrastruktur, uppskattad för rekreation. Iordningsställda vandringsleder, vindskydd, skyltar etc. har visat sig ha stor betydelse för rekreationsvärden (Fredman et al., 2023). I denna studie används typ av rekreationsområde som en indikator för såväl besöksinfrastruktur som kultur- och naturvärden kopplade till exempelvis landskapsbild och artrikedom. I denna fallstudie antas att ju högre grad av områdesskydd, desto mer besöksinfrastruktur finns på plats. Vidare antas att graden av områdesskydd avspeglar naturens attraktivitet, dvs. en nationalpark antas ha mer kultur- och naturvärden jämfört med ett naturreservat osv. Då attributet typ av rekreationsområde fångar flera centrala aspekter som är viktiga för

¹⁵ [Riksintressen för friluftsliv \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se)

rekreation, besöksinfrastruktur och kultur- och naturmiljö, ges detta attribut den högsta vikten bland de fem attributen: 0,30.

Tabell 5.2 Attribut och tillhörande poäng och viktning för rekreationspotential.

Attribut (<i>j</i>)	Definition av poäng (<i>a</i>)	Viktning (<i>w</i>)
Närhet till vatten	4: 0–500 m; 3: 501–1000 m; 2: 1001–1500 m; 1: 1501–2000 m; 0: >2000 m	0,25
Landskapstyp	4: Öppet landskap, ädellövskog; 3: Våtmark, med eller utan vegetation, Blandskog, lövskog (ej ädellöv); 2: Barrskog; 1: Skogsmark temporärt utan träd (såsom kalhygge); 0: Åkermark, bebyggelse	0,15
Avstånd till järnväg eller mycket störande väg ^a	0: 0–100 m; 1: 101–200 m; 2: 201–400 m; 3: 401–800 m; 4: >800 m	0,20
Avstånd till ganska störande väg	0: 0–100 m; 1: 101–200 m; 2: 201–400 m; 3: 401–800 m; 4: >800 m	0,10
Typ av rekreationsområde	4: Nationalpark; 3: Naturreservat; 2: Natura 2000-område som inte är nationalpark eller naturreservat; 1: Andra områden av riksintresse för friluftsliv; 0: Övriga områden	0,30

5.2.2 Kartlager och attribut

Ett kartlager tas fram för varje attribut genom omarbetning av originaldata i GIS. Ett allmänt förfarande är att använda den pixelstorlek som mest originaldata har, i vår fallstudie innebär detta en pixelstorlek på 10×10 meter. Tabell 5.3 presenterar de olika stegen för att ta fram slutlig attributdata för attributet Närhet till vatten. En liknande procedur används för attributen avstånd till järnväg eller mycket störande väg respektive avstånd till ganska störande väg.

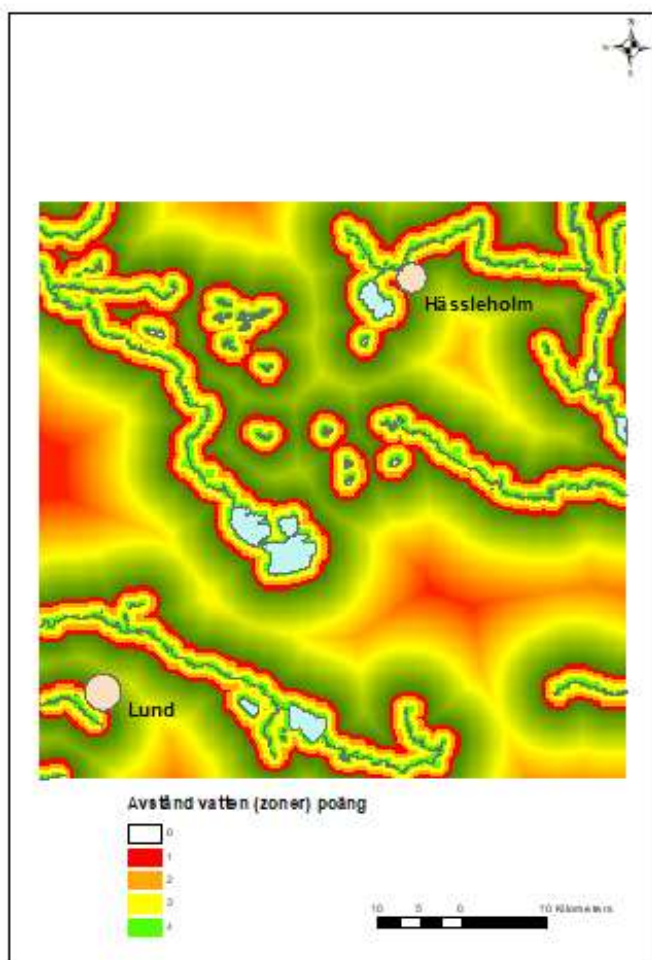
Tabell 5.3 Förberedelse för attributdata i GIS för attributet Närhet till vatten.

Steg nr	Beskrivning av steget
1	Ladda ner markanvändningsdata. Detta är rasterdata med pixelstorlek 10×10 meter.
2	Ta bort all markdata förutom områden kategoriserade som markanvändningstyp vatten.
3	Identifiera större vattenområden, dvs. åar/älvar och sjöar
4	Exkludera allt annat vatten. Detta görs enklast manuellt, dvs. markera aktuella vattendrag och sjöar, exkludera alla andra pixlar med vatten. ^a
5	Lägg in avstånd till vatten.
6	Lägg in zoner kring aktuella vatten i enlighet med poängdefinition för attributet Närhet till vatten, exempelvis zon 4 = 0–500 m; zon 3 = 501–1000 m osv.
7	Omklassificera zonerna, dvs. poängsätt zonerna baserat på deras relativa viktighet för människor. Exempelvis zon 4 = 4; zon 3 = 3 osv. Själva vattenområdena exkluderas från analysen.
1–7	Slutlig omarbetad data för attributet Närhet till vatten.

^a Anledningen till att det enklast görs manuellt är att åar/älvar är olika breda och om mjukvaran exempelvis instrueras att ta bort allt vatten mindre än 10 m² är risken att vissa delar av åar/älvar exkluderas från analysen. Även om inga åar/älvar finns med i studieområdet bör identifiering av sjöar göras manuellt, då en exempelvis undviker risken att manuellt byggda dammar för jordbruk inkluderas i studien på grund av att mjukvaran enbart noterar hur stor en vattensamling är, inte vilken typ av vattensamling.

Figur 5.2 visar hur kartlagret för närhet till vatten ser ut i referensalternativet. I figuren visualiseras zonerna 1–4 (se tabell 5.3), och därmed även poängsättning, för närhet till större vattendrag eller sjöar med hjälp av färger. Exempelvis, zon 1 har färgen rött (1501–2000 m). Zon 4 har färgen mörkgrönt (0–500 meter till vatten). Alla områden utanför zon 1 visar avstånd till vatten, där röda områden är längst ifrån något större vattendrag eller sjö osv.

Figur 5.2 Kartlager för attributet Närhet till vatten.



Tabell 5.4 presenterar de olika stegen för att ta fram slutlig attributdata för attributet Landskapstyp.

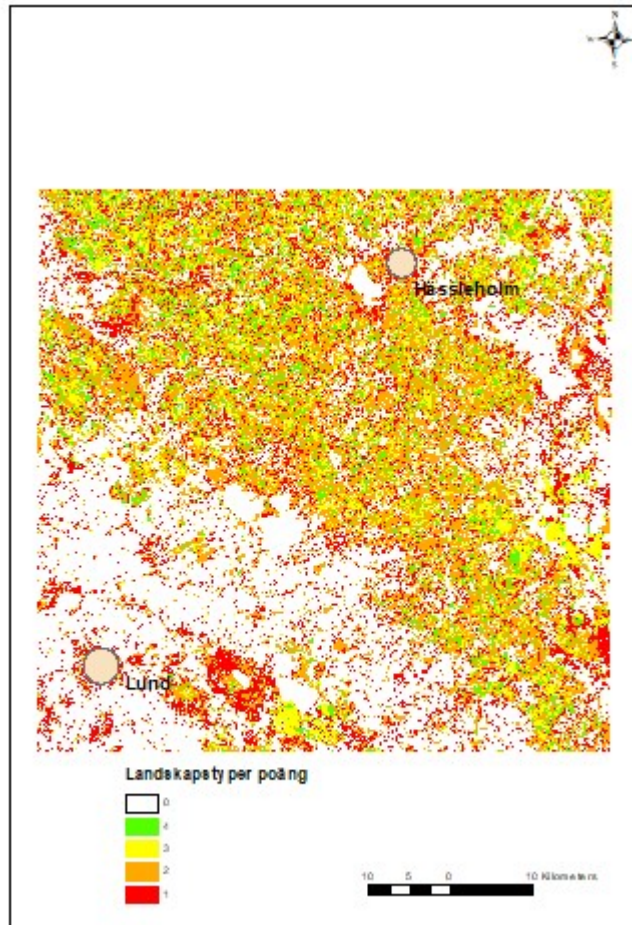
Tabell 5.4 Förberedelse för attributdata i GIS för attributet Landskapstyp.

Steg nr	Beskrivning av steget
1	Ladda ner markanvändningsdata. Detta är rasterdata med pixelstorlek 10×10 m.
2	Landskapstyperna omklassificeras ^a , dvs. poängsätts baserat på deras relativa viktighet för människor, och flera landskapstyper ges samma poäng. Exempelvis, öppet landskap ges 4 poäng, där öppet landskap innefattar landskapstyper såsom ängsmark och sandhedar. Även alla typer av ädellöv ges poäng 4.
1–2	Slutlig omarbetad data för attributet Landskapstyp.

^a I Appendix 1 återfinns omklassificeringen av samtliga kategorier och underkategorier som ingår i markanvändningsdatan (NV, 2023).

I figur 5.3 visualiseras de olika omklassificerade landskapstyperna, och därmed även poängsättning, för attributet Landskapstyp. Exempelvis, öppet landskap har färgen grönt. De stora områdena med vitt visualiserar att det finns en stor mängd åkermark inom fallstudieområdet.

Figur 5.3 Kartlager för attributet Landskapstyp.



Som en sista exemplifiering av hur attributdata tas fram presenterar tabell 5.5 de olika stegen för att ta fram slutlig attributdata för attributet Typ av rekreationsområde.

Tabell 5.5 Förberedelse för attributdata i GIS för attributet Typ av rekreationsområde.

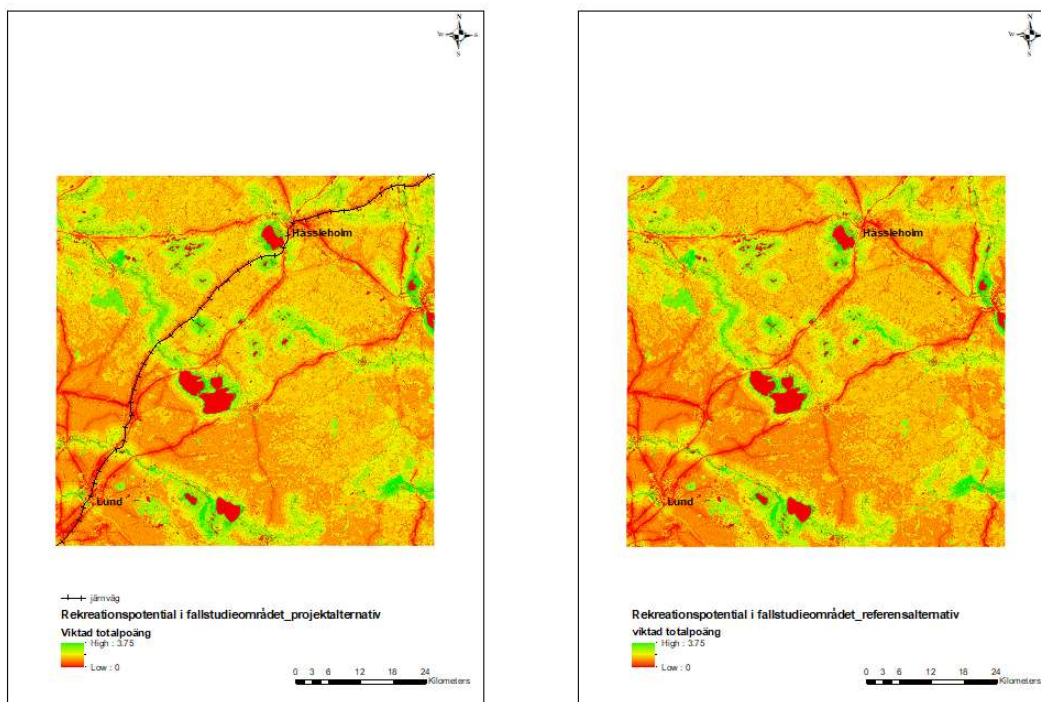
Steg nr	Beskrivning av steget
1	Ladda ner data för skyddade naturområden samt områden av riksintresse för friluftsliv. Detta är vektordata.
2	Exkludera alla skyddade naturområden som inte är nationalparker, naturreservat eller Natura 2000-områden.
3	Identifiera områden som är både Natura 2000-område och nationalpark eller naturreservat. Identifiera områden som är av riksintresse för friluftsliv men inte Natura 2000-område, naturreservat eller nationalpark.
4	Gör om vektordata till rasterdata med pixelstorlek 10×10 m.
5	Omklassificera olika typer av rekreationsområden, dvs. poängsätt baserat på deras relativa viktighet för människor. Exempelvis, områden som är Natura 2000-områden, men ej nationalpark eller naturreservat ges poäng 2.
1–5	Slutlig omarbetad data för attributet Typ av rekreationsområde.

5.2.3 Viktning och hopslagning av kartlager

Efter att kartlager tagits fram för samtliga attribut läggs de ihop och viktning görs i enlighet med värdena i tabell 5.2. I ArcGIS finns en inbyggd funktion för denna typ av procedur, ”weighted overlay” vilket innebär att det sker en automatisk uträkning av den viktade totalpoängen för tillhandahållandet av rekreationspotential för varje *enskild pixel P* i fallstudieområdet, dels för referensalternativet (RP^o) och dels för projektalternativet (RP^i).

Figur 5.4 illustrerar rekreationspotentialen för fallstudieområdet för projektalternativet och referensalternativet. Mer specifikt visualiserar figur 5.4, med hjälp av en färgskala, den viktade totalpoängen för tillhandahållande av rekreationspotential till följd av den nya järnvägen i fallstudien för varje enskild pixel. De gröna områdena innebär hög totalpoäng och därmed relativt hög rekreationspotential och de röda områdena relativt låg totalpoäng och därmed låg rekreationspotential. Gult och orange ligger mellan hög och låg rekreationspotential. Som framgår av figuren är en stor del av områdena gula eller orange, vilket beror på mycket åkermark och att dessa områden inte är skyddade områden. Således, enbart genom att studera figur 5.4b går det att få en uppfattning av var det är mindre lämpligt eller mer lämpligt att dra en järnväg med tanke på påverkan på rekreationspotential.

Figur 5.4 Rekreationspotential i fallstudieområdet: a. Projektalternativ, b. Referensalternativ.



Det numerära värde som i slutänden efterfrågas är *medelvärde* av den viktade totalpoängen för förändring av rekreationspotential, ΔRP_{Medel} , för området inom de satta systemgränserna, vilket härnå efter kallas för närrekreationsområdet. Således, förändringen av den viktade totalpoängen (ΔRP) för varje enskild pixel, P , summeras och ett medelvärde för samtliga pixlar i fallstudieområdet tas fram:

$$\Delta RP_{Medel} = (\sum_{P=1}^m \Delta RP_P) \div m, \quad (\text{ekv. 5.4})$$

där m är totalt antal pixlar. För varje enskild pixel P är $\Delta RP = RP^1 - RP^0$.

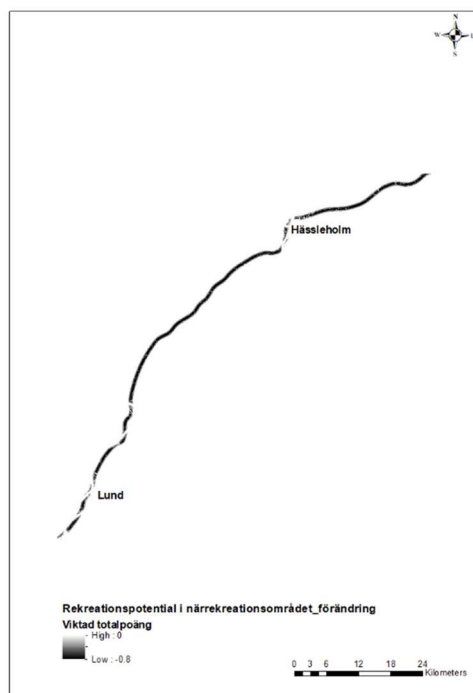
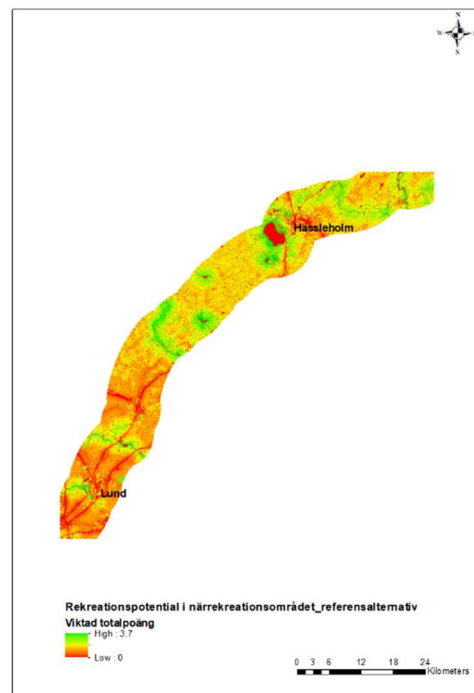
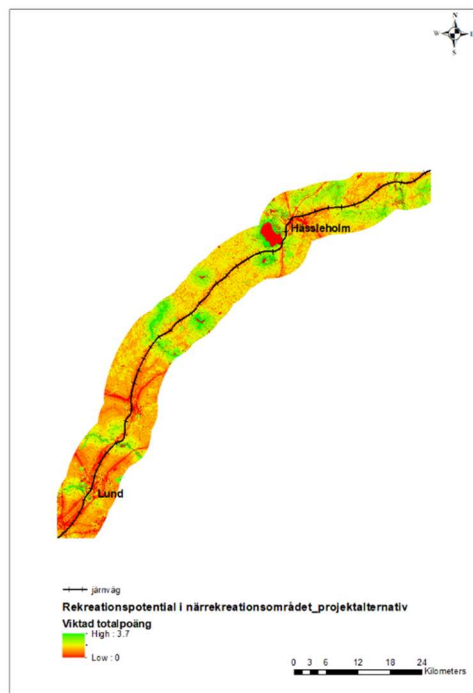
I denna fallstudie är systemgränserna, till följd av definitionen på närrekreation, en 5,5 km radie från järnvägsdragningen i projektalternativet. Figur 5.5 presenterar rekreationspotentialen för projektalternativet, referensalternativet samt förändringen av rekreationspotential för närrekreationsområdet.

Tabell 5.6 presenterar medelvärde av den viktade totalpoängen för rekreationspotentialen, i projektalternativet, RP_{Medel}^1 , respektive referensalternativet, RP_{Medel}^0 , det vill säga medelvärde av en summering av den viktade poängen för rekreationspotential över samtliga pixlar inom närrekreationsområdet:

$$RP_{Medel}^1 = (\sum_{P=1}^m RP_P^1) \div m \quad (\text{ekv. 5.5})$$

$$RP_{Medel}^0 = (\sum_{P=1}^m RP_P^0) \div m \quad (\text{ekv. 5.6})$$

Figur 5.5 Rekreationspotential i närreklamationsområdet: a. Projektalternativ , b. Referensalternativ , c. Förändring.



Av tabell 5.6 framgår även det viktade medelvärdet för förändringen i rekreationspotential för närrekreationsområdet, ΔRP_{Medel} . Givet poängskalan, 0–4, är det minsta respektive högsta möjliga viktade medelvärdet för förändringen i närrekreationsområdet lika med –4 respektive +4. I detta fall är $\Delta RP_{Medel} = -0,06$, dvs. en relativt liten försämring av rekreationspotentialen inom närrekreationsområdet, vilket förklaras av att järnvägsdragningen valdes utifrån att nå en begränsad påverkan på rekreationspotentialen. Förändringen i sig beror på att det antas att det inte går att genomföra rekreation i direkt anslutning till spåret samt av den allmänna upplevda olägenheten av att vistas nära järnvägen. Notera emellertid att detta är det viktade medelvärdet för hela närrekreationsområdet, om olika delområden studeras var för sig kan förändringen av rekreationspotentialen vara betydligt större/mindre.

Tabell 5.6 Statistik för medelvärde av rekreationspotential i närrekreationsområdet.

Mått	Medelvärde av viktad totalpoäng, RP_{Medel}
RP_{Medel}^1	1,45
RP_{Medel}^2	1,51
ΔRP_{Medel}	–0,06

5.2.4 Nyttjandepotential och GIS

Nyttjandepotentialen (NP) för närrekreation baseras på antalet berörda personer (n), vilket här antas vara beroende av två huvudkomponenter: a.) avstånd från bostad till rekreationsområde, och b.) population i studieområdet. Tidigare studier visar att avstånd till bostad har signifikant påverkan på om och hur ofta en person besöker ett område (t.ex. Fredman et al., 2023). I detta fall är ett område *en pixel*. Ju längre en person bor från området desto mer sällan kommer en person att besöka området. Olika avstånd gavs vikter (r enligt: $r = 1$: 0–500 m; $r = 1/3$: 501 m–1,5 km; $r = 1/7$: 1,51–3,5 km; $r = 1/30$: 3,51–5,5 km). Vikterna baseras på hur ofta individer kan antas utföra närrekreation beroende på avstånd. Det antas att personer utför närrekreation i sin absoluta närhet (0–500 m) potentiellt varje dag, lite längre bort (501 m–1,5 km) potentiellt var tredje dag, ännu lite längre bort potentiellt en gång i veckan (1,51–3,5 km) och ganska långt bort (3,51–5,5 km) potentiellt en gång i månaden.

Nyttjandepotentialen (NP) för en pixel beräknas för referensalternativet (NP^0) respektive projektalternativet (NP^i) som:

$$NP^0 = n^0 = \sum_k r_k N_k^0 \quad (\text{ekv. 5.7})$$

och

$$NP^1 = n^1 = \sum_k r_k N_k^1, \quad (\text{ekv. 5.8})$$

där k betecknar zon, baserat på avstånd till rekreationsområdet: zon 1=0–500 m; zon 2=501 m–1,5 km; zon 3=1,51–3,5 km; zon 4=3,51–5,5 km, och N betecknar populationen i en given zon.

NP^0 och NP^i kommer att skilja sig åt på grund av att järnvägen skapar en barriäreffekt, dvs. färre personer kan ta sig till vissa områden/pixlar för närrekreation. I denna analys utgår vi från extremfallet att inga personer kan ta sig från ena sidan av en ny järnväg till den andra sidan. Den förändringen i nyttjandepotential till följd av järnvägsbygget (ΔNP) för varje enskild pixel beräknas som:

$$\Delta NP = NP^1 - NP^0 \quad (\text{ekv. 5.9})$$

På samma sätt som för rekreationspotential tas ett kartlager fram för nyttjandepotential, för referensalternativet, projektalternativet respektive förändringen av nyttjandepotential genom omarbetning av originaldata i GIS. Tabell 5.7 presenterar de olika stegen för att ta fram kartlagret för nyttjandepotential.

Tabell 5.7 Förberedelse för kartlager i GIS för nyttjandepotential (NP).

Steg nr	Beskrivning av steget
1	Ladda ner befolkningsdata. ^a
2	Lägg in avstånd till en given pixel, så kallade zoner, kring varje pixel. Zon 1: 0–500 m; Zon 2: 501 m–1,5 km; Zon 3: 1,51–3,5 km; Zon 4: 3,51–5,5 km Den övre gränsen på 5,5 km beror på definitionen på närrekreation: 0–5,5 km till hemmet.
3	Omklassificera zonerna, dvs. ge zonerna ett värde baserat på avstånd. Zon 1: 1; Zon 2: 1/3; Zon 3: 1/7 Zon 4: 1/30.
1–3	Slutlig omarbetning av data så att varje enskild pixel får ett värde för nyttjandepotential baserat på både population och avstånd.

^a <https://www.scb.se/hitta-statistik/regional-statistik-och-kartor/regionala-indelningar/deso---demografiska-statistikomraden/deso-tabellerna-i-ssd--information-och-instruktioner/>

I tabell 5.8 presenteras den totala nyttjandepotentialen, dvs. summering av nyttjandepotential över samtliga pixlar inom närrekreationsområdet, för projektalternativet (NP_{total}^1), referensalternativet (NP_{total}^0) och förändringen av nyttjandepotentialen (ΔNP_{total}). Den stora förändringen i nyttjandepotential beror

på att järnvägen dras där det är relativt tätbefolkat, dvs. barriäreffekten slår igenom kraftigt.

Tabell 5.8 Total nyttjandepotential i närrekreationsområdet.

Mått	Totala värdet
NP_{total}^1	25 251 005 454
NP_{total}^0	31 130 752 042
ΔNP_{total}	-5 714 382 210

5.2.5 Slutlig välfärdsindikator och GIS

För varje pixel inom systemgränserna kan nu välfärdsindikatorn för förändringen för närrekreation (ΔEST_{17a}) av att bygga järnvägen mellan Hässleholm och Lund beräknas i enlighet med ekvation 5.1, dvs.:

$$\Delta EST_{17a} = EST_{17a}^1 - EST_{17a}^0 = RP^1 \times NP^1 - RP^0 \times NP^0, \quad (\text{ekv. 5.10})$$

där

$$EST_{17a}^0 = NP^0 \times RP^0 = n^0 \times \sum_j w_j a_j^0 \text{ och} \quad (\text{ekv. 5.11})$$

$$EST_{17a}^1 = NP^1 \times RP^1 = n^1 \times \sum_j w_j a_j^1 \quad (\text{ekv. 5.12})$$

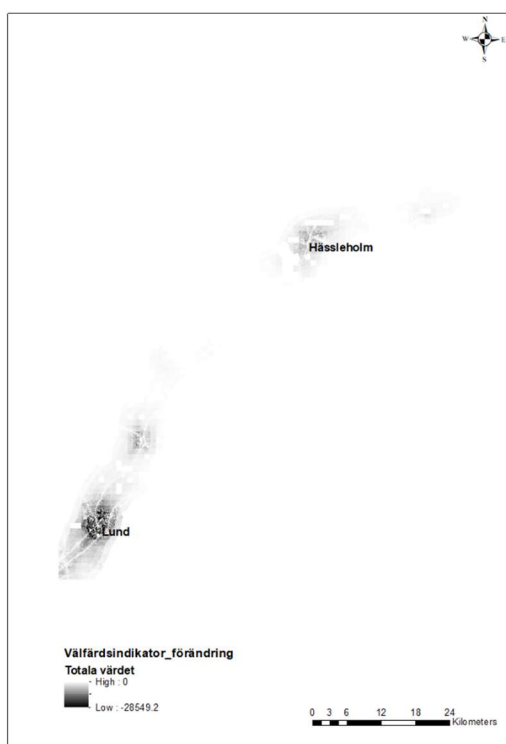
Tabell 5.9 presenterar den totala välfärdsindikatorn, dvs. det totala värdet om välfärdsindikatorn för samtliga pixlar i studieområdet summeras upp, för referensalternativet, projektalternativet respektive förändringen, dvs. välfärdsförändringen till följd av järnvägsbygget. I figur 5.6 illustreras välfärdsindikatorn efter förändringen. Helt vita områden innebär ingen välfärdsförändring och desto mörkare områden, desto högre är välfärdsförändringen. Av figuren framgår att det längs stora sträckor av den nya järnvägen inte sker någon välfärdsförändring, vilket är en följd av att det inte bor några människor i dessa områden.

Tabell 5.9 Välfärdsindikator för närrekreation (EST_{17a}).

Mått	Totala värdet ^a
EST_{17a}^1	32 611 150 873
EST_{17a}^0	39 234 738 498
ΔEST_{17a}	-6 640 126 873

^a Totalvärdet för projektalternativet minus totalvärdet för referensalternativet motsvarar inte rakt av den beräknade förändringen av att genomföra projektet, jfr tabell 5.8.

Figur 5.6 Valfärdsindikator: Förändring (ΔEST_{17a}).



Det totala värdet för välfärdsförändringen för närrekreation i tabell 5.9 säger inget om förändringen i absoluta termer är stor eller liten, eftersom den inte begränsas av en viss poängskala. Om syftet med studien enbart är att jämföra välfärdsförändringar för närrekreation mellan olika potentiella järnvägsdragningar mellan Hässleholm och Lund gör detta ingenting, eftersom den minst negativa/mest positiva välfärdsförändringen kan tolkas som den alternativa dragning som bör väljas utifrån påverkan på närrekreation. Emellertid, om syftet är att jämföra med helt andra dragningar eller projekt och/eller jämföra resultatet med välfärdspåverkan på andra ekosystemtjänster behövs ett sätt för att bedöma om det totala värdet för välfärdsförändringen motsvarar en relativt liten eller stor välfärdsförändring.

En möjlighet (jfr avsnitt 4.3) är att använda det relativa måttet $\Delta EST_{17a}/EST_{17a}^0$, med -1 som lägsta värde och $+1$ som högsta värde, för att bedöma om välfärdsförändringen är relativt stor eller liten. En normalisering kan sedan göras baserat på en linjär ansats så att vi kommer tillbaka till den ursprungliga skalan där det minsta respektive högsta möjliga värdet för förändringen är lika med -4 respektive $+4$. Med andra ord, -1 efter normalisering blir -4 , $-0,3$ blir $-1,2$ och så vidare.

6 Diskussion

För ett flertal ekosystemtjänster som berörs av intrång i naturmiljöer vid ett infrastrukturprojekt finns i nuläget inte tillräckligt robusta monetära schablonvärden eller modeller som kan användas för att ta fram monetära värden. Detta gäller t.ex. olika former av rekreation (SVING-klass 17), visuell avskärmning/visuella upplevelser för boende och trafikanter (SVING-klass 6) och habitat (SVING-klass 11). Därtill är kunskapsläget för flera ekosystemtjänster ännu sådant att enbart identifiering är möjlig, och i vissa fall även kvantifiering. Metodiken för semi-kvantitativ värdering av ekosystemtjänster som presenteras i denna rapport inkluderar centrala steg i ekosystemtjänstansatsen för att nå en monetär värdering. I detta kapitel reflekteras kring ekosystemtjänstansatsen, GIS som verktyg och den semi-kvantitativa metodiken, samt kring implikationer för användning och framtida utveckling av ekosystemtjänstansatsen vid värdering av intrång i naturmiljöer. Extra fokus ligger på närrekreation, vilket är den ekosystemtjänst som den semi-kvantitativa metodiken tillämpades på i kapitel 5.

6.1 GIS som verktyg, semi-kvantitativ metodik, resultat och implikationer

Att använda GIS som verktyg vid värdering av ekosystemtjänster innebär att separata steg i ekosystemtjänstansatsen går att visualisera på ett pedagogiskt sätt. Detta är betydelsefullt, inte enbart på grund av att det inte alltid går att komma längre än till exempelvis identifiering av ekosystemtjänster, utan även då det av tids- och budgetskäl inte alltid är praktiskt möjligt att göra samtliga steg i ekosystemtjänstansatsen. En visualisering av identifieringen av ekosystemtjänster säger lite om kvantiteter och värden, men visualiseringsmöjligheten genom GIS kan ge en grundläggande bild över den rumsliga utbredningen av olika ekosystemtjänster inom ett område. Denna grundläggande bild kan i sig tjäna som input till ett beslutsunderlag. Visualisering med hjälp av GIS kan även vara intressant när en ekosystemtjänst har värderats. Exempelvis, även om det på totalen visar sig vara en relativt liten påverkan på välfärden av ett infrastrukturprojekt för en given ekosystemtjänst kan det finnas stora lokala skillnader i hur berörda grupper påverkas (fördelningsaspekter), vilket kan illustreras genom GIS. Visualisering med hjälp av GIS kan även användas för att underlätta kommunikation med lokalbefolkning och andra berörda aktörer om tillhandahållandet och nyttjandet av ekosystemtjänster och hur dessa påverkas av ett projekt.

En annan styrka med att använda sig av GIS som verktyg för att applicera den semi-kvantitativa värderingsmetodiken är att värderingsmodellen i GIS relativt lätt kan uppdateras, dvs. såväl attribut och andra variabler, poäng, viktning som data kan läggas till, tas bort eller ändras. Flexibiliteten som GIS möjliggör innebär också

möjligheter till att göra känslighetsanalyser genom att exempelvis laborera med attribut och poängsättning. Därtill är GIS ett kraftfullt verktyg för fördelningsanalys eftersom kartlager för olika variabler som beskriver befolkningen kan kombineras med resultat som gäller välfärdskonsekvenser. I vår prototyp kan detta handla om att zooma in på delområden som kännetecknas av exempelvis olika inkomstförhållanden. För Trafikverket kan detta vara av särskilt intresse eftersom det i en samlad effektbedömning ingår en fördelningsanalys, vilken Trafikverket (2024a) beskriver som en kompletterande analys till den samhällsekonomiska analysen som ska beskriva projektets konsekvenser för olika samhällsgrupper indelade i t.ex. kön, ålder, inkomst, och geografiskt område (ibid, s. 10, 212).

I rapporten presenteras en prototyp för semi-kvantitativ värdering av närrekreation. Storleksordningen på välfärdsindikatorn styrs i hög grad av antaganden kring nyttjandepotentialen, dvs. antaganden kring i vilken grad människor besöker ett område. Det är inte givet vilka antaganden som bör göras. I prototypmodellen avgörs storleken på nyttjandepotentialen av antaganden kring: a.) systemgränser (5,5 km används som definition för närrekreation i vår prototyp); b.) hur olika avstånd till ett rekreationsområde förväntas påverka besöksfrekvens; och c.) hur barriäreffekter av en ny järnväg eller väg, antas påverka besöksfrekvens. Två viktiga variabler som kan förväntas ha påverkan på nyttjandepotentialen vid ett järnvägs- eller vägbygge ingår inte i modellen, nämligen tillgång till alternativa rekreationsområden (substitut) och så kallade trängseffekter i form av försämrade rekreationsupplevelser eller att vissa människor undviker ett område till följd av ett ökat antal besökare till området.

Beträffande barriäreffekter utgår vi i prototypen ifrån att inga personer kan ta sig från ena sidan av en ny järnväg till den andra sidan. Med andra ord antas ett extremfall av hur mycket en barriäreffekt kan påverka besökspotentialen. Modellen kan dock lätt uppdateras för att ta hänsyn till befintliga och/eller planerade broar eller tunnlar. Modellen kan även användas för att analysera var det skulle vara mest samhällsekonomiskt lönsamt att bygga passager så att påverkan på besökspotentialen blir så liten så möjligt. När det gäller själva tillhandahållandet av närrekreation – rekreationspotentialen, se kapitel 5 - går det inte att dra generella slutsatser om robustheten i de poängsättningar och vikter som används. För detta behövs nya primärstudier som kan ge information för att finkalibrera poängsättning, attributval och viktningar mellan attribut. Exempel på metodiker för nya primärstudier är workshops med experter inom exempelvis ekosystemtjänster och biodiversitet samt workshops med berörda aktörer, såsom kommuner och allmänhet.

För att få fram information kring vad som kan anses vara stora eller små förändringar av nyttjandepotential, rekreationspotential respektive välfärdsindikatorer skulle genomförda samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser och miljöbedömningar av tidigare transportinfrastrukturprojekt kunna användas,

liksom nya primärstudier. Sådana redan genomförda studier skulle vidare kunna indikera vilka faktorer som ofta ger stor eller liten påverkan på närrekreation. En sådan faktor skulle kunna vara breddande av väg kontra nybygge av väg. Om det exempelvis visar sig att breddande av väg får mindre påverkan på upplevt värde av närrekreation än nybygge av väg kan det argumenteras för att detta bör tas hänsyn till i modellen.

Den semi-kvantitativa metodiken som presenteras i rapporten inkluderar inte enbart hur ekosystemtjänster kan värderas var och en för sig, utan även hur de skulle kunna jämföras med varandra och slås samman till en sammanfattande poäng för välfärdsindikatorn. Den del av metodiken som behandlar sammanvägning av semi-kvantitativt värderade ekosystemtjänster har dock inte tillämpats. Detta förfarande bygger dock på samma principer när det gäller viktning och poängsättning som en värdering av en ekosystemtjänst med flera attribut. Närrekreation är en sådan relativt komplex ekosystemtjänst med ett flertal attribut och därmed även ett flertal poängsättningar och viktningar. Tillämpningen i kapitel 5 indikerar därmed styrkor och svagheter som är aktuella även när två eller flera ekosystemtjänster ska bedömas på ett samlat sätt. Ett viktigt exempel på en utmaning som hanterades för närrekreation är att attributen ska vara så oberoende av varandra som möjligt. En liknande utmaning är aktuell när två eller flera ekosystemtjänster ska vägas ihop.

Den geodata som användes i kapitel 5 för att värdera närrekreation är öppen data som täcker hela landet. Om mer platsspecifik och mer detaljerad data efterfrågas när det gäller exempelvis infrastruktur och landskapstyp finns sådan data att tillgå via exempelvis kommuner, regioner, länsstyrelser och Trafikverket, men även genom den gigantiska mängd data som finns tillgänglig på Google Map:s plattform ([Visualize Geospatial & Business Data - Google Maps Platform](#)). Detta är en plattform för geodata som redan används i stor utsträckning av forskare som arbetar med GIS-modellering, inte minst då olika typer av information finns samlade på ett ställe och uppdateras i realtid. Att titta på mer platsspecifik data kan vara intressant för att kunna studera effekter av substitut och trängsel. Om det exempelvis finns liten tillgång till rekreationsområden och en stor berörd population torde ett järnvägs- eller vägprojekt påverka såväl rekreationspotential som nyttjandepotential i betydande utsträckning.

Berörd population för närrekreation baserades i kapitel 5 på faktisk populationsdata. Vad som skattas är likväl den potentiella nyttjandepotentialen snarare än det faktiska antalet besök. Data om det senare skulle ge en bättre skattning av välfärdsförändringen. Därför bör det undersökas om det finns data som går att använda för att studera antal faktiska besök, såsom mobildata. Detta gäller naturligtvis även för långväga rekreation och andra ekosystemtjänster såsom visuell påverkan för trafikanter av järnvägs- eller vägprojekt till följd av ändrad

vegetation. Ett alternativt sätt kan vara att med hjälp av maskininlärning simulera hur besöksfrekvens påverkas av intrång i naturmiljöer.

För att göra en monetär värdering av närrekreation finns flera möjliga vägar att gå, och tillvägagångssättet kommer att påverka hur robust det monetära värdet blir. En möjlighet är att förenkla prototypen för närrekreation genom att enbart inkludera attribut som återfinns i tidigare värderingsstudier och sedan utveckla modellen genom att inkludera socio-ekonomiska variabler som brukar bli signifikanta i värderingsstudier, såsom kön, ålder och inkomst. Problemet är dock att värderingsstudier som regel är väldigt platsspecifika. Att utveckla prototypen genom att utgå från tidigare platsspecifika värderingsstudier kommer därför inte vara helt enkelt, vilket förmodligen är huvudskälet till varför inte ett schablonvärde för närrekreation redan används på Trafikverket. För att få fram en robust modell för monetär värdering av närrekreation krävs således förmodligen nya primärstudier som ger relevanta data för såväl en generell modell som för regionala eller lokala anpassningar av vad som spelar roll för närrekreation, jfr diskussionen om behovet av både generella och specifika värderingsstudier i Söderqvist (2024). Den semi-kvantitativa metodiken lägger en grund för monetär värdering genom att identifiera välfärdsrelevanta attribut och berörd population. Denna grund är väsentlig oavsett vilken monetär värderingsmetod som används, men vaalexperiment (choice experiments) torde vara särskilt lämplig för att hantera ekosystemtjänster som måste beskrivas med ett flertal attribut, jfr avsnitt 4.2.1.

6.2 Framtida utveckling och användning

6.2.1 Att skapa synergier och effektivisera

Ekosystemtjänstansatsen är ett verktyg för att underlätta samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser, men en ekosystemtjänstansats har också potential att bli ett bedömningsövergripande hjälpmedel för samlade effektbedömningar och miljöbedömningar. Ansatsen kan också vara tillämpbar i t.ex. landskapsanalys och hållbarhetsbedömning. Olika bedömningssammanhang har var för sig en rad uppsättningar av egna metoder, termer och koncept men om ett av dessa skulle kunna vara gemensamt för flera olika bedömningssammanhang skulle synergier kunna skapas. Exempelvis är det viktigt att notera att begreppet värdering skiljer sig åt mellan miljöbedömning och samhällsekonomisk konsekvensanalys. Den värdering som sker i en miljöbedömning kan därför vara väsensskild från värderingen i en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys. Värderingen i en samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys syftar till att uppskatta ett projekts konsekvensers betydelse för välfärden i samhället, dvs. för människors välbefinnande. Konsekvenser för människors välbefinnande kan i högsta grad även vara relevanta för en miljöbedömning, men sättet att värdera dem i en miljöbedömning följer inte nödvändigtvis samhällsekonomiska principer. I en

miljökonsekvensbeskrivning tas även andra typer av konsekvenser upp, vilka värderas utifrån ett flertal olika bedömningsgrunder (Håkansson och Söderqvist, 2023).

Det finns potential till effektivisering genom ökad samverkan mellan samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser, samlade effektbedömningar, miljöbedömningar och landskapsanalys. Denna potential ska ses i ljuset av att det har framförts behov av en ökad samverkan mellan de olika verktyg som används i Trafikverkets planeringsarbete, inklusive samlad effektbedömning, miljöbedömning och landskapsanalyser (Trafikverket, 2022b). En förutsättning för detta är dock att terminologi och metodik harmoniseras. Klassificeringen av ekosystemtjänster i SVING-klasserna (avsnitt 3.2) kan vara ett konkret verktyg för att underlätta en sådan harmonisering. Grundlistan med SVING-klasser har förutsättningar att kunna vara tillämpbar i många olika bedömningssammanhang och medför möjlighet att skapa en heltäckande bedömning av ekosystemtjänster och transparens rörande vad som inkluderats och inte i en viss bedömning (se avsnitt 3.3).

Utöver terminologi och metodik är det också viktigt att tydliggöra vilka som ska ge input till vem och när i beslutsprocessen, eftersom olika metoder tillämpas vid olika tidpunkter i Trafikverkets planering av transportinfrastrukturprojekt.¹⁶ Landskapsanalys är exempelvis en typ av analys som har nära koppling till miljöbedömning och som fungerar som ett underlag för miljöbedömningen (Trafikverket, 2022b, s. 33). Arbetet med landskapsanalys följer den s.k. ILKA-metoden (integrerad landskapskaraktärsanalys) och påbörjas vanligen i ett tidigt skede, i vissa fall redan i samband med åtgärdsvalsstudien (Trafikverket 2020b, s. 33). Därför är det av intresse hur ekosystemtjänster belyses i landskapsanalyserna. Trafikverkets handledning för ILKA (Trafikverket, 2020b) lyfter möjligheten att koppla analys av ekosystemtjänster till ILKA-arbetet, och ger några exempel, bl.a. kulturella ekosystemtjänster när det gäller människors koppling till och nyttjande av landskapet (ibid., s. 23), men utan att presentera någon lista på ekosystemtjänster. Handledningen ger inte heller några detaljerade råd för hur ekosystemtjänster kan arbetas in i landskapsanalysen. Utan sådana råd går det knappast att förvänta sig att landskapsanalysen ska kunna ge ett användbart underlag för miljöbedömningen beträffande ekosystemtjänster. Potentialen för landskapsanalyser att kunna ge ett sådant underlag torde dock vara stort; Malmaeus et al. (2018) konstaterar att för landskaps-, naturmiljö- och kulturmiljöaspekter är landskapsanalyserna en viktig process som på flera sätt kopplar till såväl försörjande, reglerande som kulturella ekosystemtjänster.

När det gäller samlade effektbedömningar och miljöbedömningar finns det några generella synkroniseringsproblem oberoende av vårt huvudfokus på

¹⁶ Se Håkansson och Söderqvist (2023, avsnitt 1.2) för en överblick över Trafikverkets planeringsarbete.

ekosystemtjänster (Håkansson och Söderqvist, 2023). I Trafikverket (2022b, s. 30) lyfts att miljöbedömningen är ett av underlagen för samlad effektbedömning av effekter för landskap, klimat och hälsa, dvs. effekter som ingår under benämningen Externa effekter i den samhällsekonomiska kostnadsnyttoanalysen. Arbetet med samlad effektbedömning inleds dock tidigare än planläggningsprocessens arbete med miljöbedömningar, varför miljöbedömningen som underlag för SEB i allmänhet är aktuell för senare SEB-versioner än den första. När det gäller strategiska miljöbedömningar av förslag till nationell plan är dock förhållandet dock snarast det omvända: Eftersom SEB är den enda typ av analys som görs systematiskt för alla föreslagna projekt är samlade effektbedömningar värdefulla som underlag för den strategiska miljöbedömningen, trots synkroniseringsproblemet att den strategiska miljöbedömningen av förslag till nationell plan har behövt vara klar före slutförandet av samlad effektbedömning av nationell plan (Håkansson och Söderqvist, 2023, avsnitt 3.3.1). I arbetet med att skapa synergier mellan olika bedömningssammanhang behöver därför såväl metodmässiga som terminologiska och organisatoriska aspekter fångas in.

6.2.2 Vilka ekosystemtjänster ska prioriteras?

Det finns flera olika vägar att gå när det gäller val av vilka ekosystemtjänster som ska prioriteras för att ta fram semi-kvantitativa och monetära värderingar. En ansats är att prioritera ekosystemtjänster som är endimensionella, dvs. kan beskrivas enbart med ett attribut, såsom kolinlagring. Data om hur olika landskapstyper binder koldioxid finns tillgängliga via Lantmäteriet och SLU.¹⁷ Dessa kvantitativa data kan sedan monetariserars genom att använda existerande monetära värden för koldioxid. En annan ansats är att satsa på ekosystemtjänster som kan antas ha stora värden, såsom olika typer av rekreation inklusive långväga besök (SVING-klass 17), och habitat (SVING-klass 11). Även visuell avskärmning (SVING-klass 6) kan vara intressant på grund av att både boende och trafikanter kan förväntas vara påverkade och kanske på motsatt sätt i den mån trafikanterna har preferenser för en fri utsikt. Ett tredje angreppssätt är att fokusera på ekosystemtjänster där riskerna för dubbelräkning kan anses vara små, dvs. tjänster som i hög grad kan separeras från andra tjänster, såsom för erosionskontroll och översvämningsskontroll (SVING-klass 7). Det kan även argumenteras för att prioriteringen bör vara kontextspecifik. För ett järnvägs- eller vägprojekt kanske det visar sig redan i ett kartläggningsskede att knappheten hos en viss ekosystemtjänst kan öka väsentligt och/eller att ett stort antal människor påverkas. I ett sådant fall kan det vara befogat med en utförlig värdering kopplat till förhållandena i just detta projekt.

¹⁷ <https://www.lantmateriet.se/en/geodata/>; <https://www.slu.se/en/Collaborative-Centres-and-Projects/the-swedish-national-forest-inventory/foreststatistics/slu-forest-map/>

Ett naturligt steg framåt torde dock vara att i prototypen för värdering av närrekreation tydliggöra länken mellan biodiversitet, habitat (livsmiljöer för djur och växter) och rekreation, vilket skulle kunna ge input för att utforma transportinfrastrukturprojekt som bidrar till såväl Trafikverkets mål kring samhällsekoniskt effektiva transportinfrastrukturprojekt som målen kring biologisk mångfald som tagits fram både internationellt (Joly, 2023), inom EU (COM, 2020) och nationellt (Regeringen, 2014). Centralt i detta sammanhang är att ny transportinfrastruktur påverkar biodiversitet både genom att habitat förstörs av själva byggandet och genom att de nya byggena medför barriärer för djurs rörlighet och växters spridning, något som leder till habitatfragmentering. Möjligheten att undvika sådana effekter genom att dra vägar och järnvägar i tunnlar är inte heller problemfri, eftersom eventuell grundvattenpåverkan till följd av tunnlar också kan drabba habitat såsom grundvattenberoende våtmarker och vattendrag (Lundin Frisk et al., 2024). Hur människor värderar rekreation är tätt sammankopplat med tillgång till och upplevelse av habitattyper och biodiversitet. Här kan det särskilt noteras att GIS-verktyg underlättar analyser av hur infrastrukturprojekt kan påverka biodiversitet, habitat och befolkning över tid.

6.2.3 Elefanten i rummet

Låt oss zooma ut. Det slutliga målet är att få fram så bra beslutsunderlag som möjligt för att kunna utvärdera huruvida ett transportinfrastrukturprojekt är samhällsekoniskt effektivt. Genom att tillämpa en systematisk och väldefinierad semi-kvantitativ värdering erhålls mer information om icke-monetariserade värden än om enbart en kvalitativ eller mycket enkel semi-kvantitativ ansats används. Som framgått av den här rapporten är priset för att få denna utökade information inte oväntat att en rad utmaningar behöver tacklas beträffande den semi-kvantitativa värderingen, inte minst att kunna sammanväga semi-kvantitativa värderingar av påverkan på enskilda ekosystemtjänster till en samlad bedömning av flera ekosystemtjänster. En slutlig stor utmaning är följande: Hur kan de semi-kvantitativa resultaten vägas samman med resultaten från den monetära delen av den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen? I litteraturen om multikriterieanalys finns olika tillvägagångssätt (se t.ex. Söderqvist, 2022), men att utreda dem ligger utanför syftet med denna rapport. I vilket fall som helst kan någon form av subjektiv bedömning inte undvikas, till exempel för att kunna översätta det semi-kvantitativa slutresultatet till ett monetärt värde eller vice versa. Det angreppssätt som används i Norge för samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser av transportinfrastrukturprojekt (Statens Vegvesen, 2021) och som redogjordes för i avsnitt 2.4 kan anses bygga på en ansats till att skapa en gemensam skala, även om skalan inte är helt uttalad. Den norska modellen ger entydiga resultat om både de monetariserade konsekvenserna och de semi-kvantitativt värderade konsekvenserna för ett projekialternativ presterar bäst (eller sämst) i jämförelse med alla andra projekialternativ. Men detta är ett specialfall –

normalfallet torde vara mer svårtolkade situationer, jfr avsnitt 2.4 och 4.4. Ytterligare metodforskning skulle kunna bidra till mer robusta och transparenta sammanvägningar i framtida bedömningar. Den forskningen bör ta in såväl teoretiska resonemang som praktiska tillämpningar som är relevanta för bedömningar kring transportinfrastruktur.

7 Slutsatser och rekommendationer

Nuvarande bedömningar av ej beräknade effekter (dvs. icke-monetariserade konsekvenser) av intrång i naturmiljöer vid trafikinfrastrukturprojekt är alltför grova och partiella. De olika typerna av icke-monetariserade konsekvenser i den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen ska beskrivas verbalt och bedömas utifrån tre kategorier: Att de medför en förbättring eller en försämring, eller att de är försumbara. Intrångseffekterna skulle kunna analyseras mer systematiskt genom att tillämpa en ekosystemtjänstansats. I dagsläget är risken stor att olika konsekvenser i den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen överlappar varandra (dubbelräkning) eller att vissa aspekter tappas bort, se vidare avsnitt 1.2 och 3.3 och SVING-delrapporten av Håkansson och Söderqvist (2023). Avsaknaden av kvantitativa mått försvårar också väsentligt både jämförelse och rankning av olika effekter på naturen och dess ekosystemtjänster såväl inom som mellan olika åtgärder. Den här rapporten introducerar ekosystemtjänstansatsen, inklusive en lista över rekommenderade ekosystemtjänstklasser (SVING-klasser) att inkludera i analysen, och föreslår en semi-kvantitativ värderingsmetodik för att bidra till (1) att möjliggöra en systematisk genomgång av samhällsekonomiskt relevanta konsekvenser till följd av naturintrång, och (2) att öka jämförbarheten mellan olika intrångseffekter i naturmiljö inom och mellan projekt.

Vår rekommendation är att implementera en ekosystemtjänstansats för såväl beräknade (dvs. monetariserade) som ej beräknade (dvs. icke-monetariserade) effekter i samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser i samlade effektbedömningar. Att fullt ut integrera en ekosystemtjänstansats i den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen skulle dock kräva genomgripande förändringar av vägledningar och analysverktyg. Därför rekommenderas, som ett första steg, att en analys av effekter på ekosystemtjänster av en åtgärd och effekternas välfärdskonsekvenser bifogas som en bilaga till den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen. Det bör även utredas hur arbetet med ekosystemtjänster ska kunna synkroniseras mellan samhällsekonomiska nyttokostnadsanalyser, samlade effektbedömningar och miljöbedömningar, och även med andra typer av bedömningar och stödjande analyser. En sådan utredning bör även föreslå en harmonisering av de olika bedömningarnas och analysernas terminologi. Se vidare avsnitt 1.2 och 3.3 samt Håkansson och Söderqvist (2023).

Den föreslagna semi-kvantitativa metodiken testades med framgång på ekosystemtjänsten närrecreation, vilket resulterade i en prototyp för en generell modell för semi-kvantitativ värdering av närrecreation. GIS användes som verktyg för den semi-kvantitativa värderingen vilket möjliggör såväl visualisering som flexibilitet för att uppdatera värderingsmodellen. GIS skulle även underlätta studerandet av fördelningsaspekter, vilket är en del av den samlade

effektbedömningen. Den allmänna rekommendationen är att använda GIS som verktyg när ekosystemtjänstansatsen används.

Prototypen för närrekreation är generell och går att göra platsspecifik. Modellen kan förfinas genom att samla tidigare erfarenheter från såväl Trafikverkets eget material kring bedömning av konsekvenser på närrekreation vid trafikinfrastrukturprojekt som den vetenskapliga litteraturen. Även nya primärstudier kan vara nödvändiga. Vidare, nyttjandepotentialen (antal berörda personer) får stor betydelse för storleksordningen på välfärdsindikatorn för närrekreation. Att få en bättre uppfattning om faktiska besök skulle ge mer robusta resultat. Det bör därför utredas hur data för faktiska besök bör tas fram, exempelvis genom mobildata kombinerat med maskininlärning. Dessutom är det centralt att undersöka hur trängsel och tillgång till substitut bör hanteras i modellen.

Förutom att vidareutveckla modellen för närrekreation rekommenderas att tillämpa den föreslagna semi-kvantitativa metodiken på fler ekosystemtjänster, inte minst för att detta lägger en grund även för monetär värdering. Exempelvis har den semi-kvantitativa metodiken stor potential för att studera habitat och biologisk mångfald tillsammans med olika typer av rekreation. Detta är intressant inte minst eftersom ett centralt mål för såväl Trafikverket som för Sverige, EU och globalt är ökad biologisk mångfald. Slutligen, elefanten i rummet får inte glömmas bort: Stora utmaningar kvarstår i hur semi-kvantitativa mått skall kunna vägas mot monetariserade mått. Denna sammanvägning inkluderar ofrånkomligen en viss grad av subjektivitet, vilket talar för en särskild studie – med vederbörlig förankring i nationalekonomisk teori och metodik – som undersöker olika vägningsmöjligheter som underlag för beslut om lämplig sammanvägningsmetod. Sammanvägningen är viktig för att minska risken att de ej monetariserade konsekvenserna i den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen i den samlade effektbedömningen hamnar i skymundan.

I projektet SVING har vi tagit fram en väg till att förbättra den samhällsekonomiska nyttokostnadsanalysen av effekter av intrång i naturmiljöer från infrastrukturprojekt. Ekosystemtjänstansatsen med en föreslagen bruttolista på ekosystemtjänster ("SVING-klasser"), kopplat till GIS-verktyg och en semikvantitativ värderingsmodell är centrala delar i denna väg framåt. Denna ansats har också förutsättningar att skapa ytterligare synergier mellan olika bedömningssammanhang i anslutning till infrastrukturutveckling. För att komma vidare med detta arbete behövs både processmässiga och metodmässiga hänsyn tas, och vidare utredning och utveckling bör likt detta projekt ske med en fot i den praktiska verkligheten och en fot i vetenskapen.

Referenser

- Bateman, I., Mace, G. M., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, R. K., 2011. Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and Resource Economics* 48, 177-218. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9418-x>
- Bergström, L., Bergström, U., Cole, S., Hasselström, L., Kraufvelin, P., Moksnes, P.-O., Sundblad, G., Söderqvist, T., Wikström, S. A., 2021. Ekologisk kompensation i kustmiljön. Rapport 6994, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., Weimer, D. L., 2018. *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*. Fifth Edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Brander, L. M., de Groot, R., Schägner, J. P., Guisado-Goñi, V., van 't Hoff, V., Solomonides, S., McVittie, A., Eppink, F., Sposato, M., Do, L., Ghermandi, A., Sinclair, M., Thomas, R., 2024. Economic values for ecosystem services: A global synthesis and way forward. *Ecosystem Services* 66, 101606. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101606>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21, 17-29.
- Burkhard B., Maes J. (Eds.), 2017. *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia.
- Campagne, C. S., Roche, P., Müller, F., Burkhard, B., 2020. Ten years of ecosystem services matrix: Review of a (r)evolution. *One Ecosystem* 5: e51103. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e51103>
- Ciardiello, F., Genovese, A., 2023. A comparison between TOPSIS and SAW methods. *Journal of Operations Research* 325, 967-994.
- Cole, S., Hasselström, L., Jönsson, K. I., Lindblom, E., Söderqvist, T., 2022. Expert guidance for environmental compensation is consistent with public preferences: Evidence from a choice experiment in Sweden. *Land Use Policy* 118, 106127. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106127>
- Cole, S. G., Moksnes, P.-O., 2016. Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science* 2, 121.
- Cole, S., Moksnes, P.-O., Söderqvist, T., Wikström, S. A., Sundblad, G., Hasselström, L., Bergström, U., Kraufvelin, P., Bergström, L., 2021. Environmental compensation for biodiversity and ecosystem services: A flexible framework that addresses human wellbeing. *Ecosystem Services* 50, 101319.

COM, 2019. EU guidance on integrating ecosystems and their services into decision-making. Commission Staff Working Document, SWD(2019) 305 Final, 18 July 2019. European Commission, Brussels.

COM, 2020. EU:s strategi för biologisk mångfald för 2030. eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020DC0380 (läst 2024-02-28).

Dasgupta, P., 2021. The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review. HM Treasury, London.

DCLG, 2009. Multi-Criteria Analysis: A Manual. Department for Communities and Local Government, London.

Defra, 2023. Enabling a Natural Capital Approach: Guidance. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
<https://www.gov.uk/government/publications/enabling-a-natural-capital-approach-enca-guidance/enabling-a-natural-capital-approach-guidance> (läst 2024-05-16).

Eftec, 2010. Scoping study on the economic (or non-market) valuation issues and the implementation of the Water Framework Directive.

ENV.D.1/ETU/2009/0102rI. Final Report for the European Commission DG Environment. Economics for the Environment Consultancy (eftec), London.

Eggers, J., Lindhagen, A., Torgny, L., Lämås, T., 2018. Balancing landscape-level forest management between recreation and wood production, Urban Forestry and Greening 33, 1-11.

Fisher, B., Turner, R., K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68, 643-653.

FN, 2021. System of Environmental-Economic Accounting: Ecosystem Accounting (SEEA EA). White cover (pre-edited) version 29 September 2021.
<https://seea.un.org/ecosystem-accounting> (läst 2024-05-16).

Fredman, P., Anders, S., Lehto, C., Lindhagen, A., Hedblom, M., 2023. Skogens rekreativvärden En förstudie med förslag till indikatorer, Skogsstyrelsen, Rapport 2023/08.

Freeman III, A. M., Herriges, J. A., Kling, C. L., 2014. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. RFF Press, New York.

Hahn, T., Heinrup, M., Lindborg, M., 2018. Landscape heterogeneity correlates with recreational values: a case study from Swedish agricultural landscapes and implications for policy, Landscape Research, 43:5, 696-707, DOI: 10.1080/01426397.2017.1335862

Haines-Young, R., Potschin-Young, M., 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1: Guidance on the Application of the Revised Structure. <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf> (läst 2024-04-18).

Haines-Young, R., 2023. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.2 and Guidance on the Application of the Revised Structure. www.cices.eu (läst 2024-03-05).

Hobart, J. C., Cano, S. J., Zajicek, J. P., Thompson, A. J., 2007. Rating scales as outcome measures for clinical trials in neurology: Problems, solutions, and recommendations. *Lancet Neural* 6, 1094-1105.

Håkansson, C., Söderqvist, T., 2023. Ekosystemtjänster i Trafikverkets samhällsekonomiska analyser, samlade effektbedömningar och miljöbedömningar: Nuläge och utvecklingsmöjligheter. Rapport, TRITA-ABE-RPT-2322. Institutionen för hållbar utveckling, miljövetenskap och teknik, KTH, Stockholm. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-337345>

IPBES, 2022. Methodological Assessment Report on the Diverse Values and Valuation of Nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Balvanera, P., Pascual, U., Christie, M., Baptiste, B., González-Jiménez, D. (eds.). IPBES secretariat, Bonn. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6522522>

Johansson, P.-O., Kriström, B., 2016. Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Joly, C. A., 2023. The Kunming-Montréal Global Biodiversity Framework. *Biota Neotropica* 22(4): e2022e001. [The Kunming–Montreal Global Biodiversity Framework | International Legal Materials | Cambridge Core](https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100149) (läst 2024-02-28).

La Notte, A., Vallecillo, S., Marques, A., Maes, J., 2019. Beyond the economic boundaries to account for ecosystem services. *Ecosystem Services* 35, 116-129.

Lindfors, A., 2021. Assessing sustainability with multi-criteria methods: A methodologically focused literature review. *Environmental and Sustainability Indicators* 12, 100149. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100149>

Lundin Frisk, E., Volchko, Y., Taromi Sandström, O., Söderqvist, T., Ericson, L. O., Mossmark, F., Lindhe, A., Blom, G., Lång, L.-O., Carlsson, C., Norrman, J., 2022. The geosystem services concept – what is it and can it support subsurface planning? *Ecosystem Services* 58, 101493. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101493>

Lundin Frisk, E., Söderqvist, T., Merisalu, J., Volchko, Y., Ericsson, L. O., Norrman, J., 2024. Improved assessments of subsurface projects: Systematic mapping of

geosystem services and a review of their economic values. *Journal of Environmental Management* 365, 121562. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121562>

Malmaeus, M., Mellin, A., Lindblom, E., Hansen, K., 2018. Integrering av ekosystemtjänster i miljökonsekvensbeskrivningar inom infrastrukturprojekt. Publikationsnummer 2018:167, 2018-06-15. Trafikverket, Borlänge.

Naeem, S., 2011. Askö 1998: Commentary. Chapter 20 in Söderqvist, T., Sundbaum, A., Folke, C., Mäler, K.-G. (Eds.), *Bringing Ecologists and Economists Together: The Askö Meetings and Papers*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Norman, C., 2018. *Spatial and Economic Values of Ecosystem Services - The Case of Sweden's Forests*. Printed by Luleå University of Technology, Graphic Production. ISSN 1402-1757 ISBN 978-91-7790-069-6 (print) ISBN 978-91-7790-070-2.

NV, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV, 2017. Ekosystemtjänstförteckning med inventering av underlag för kartläggning av ekosystemtjänster och grön infrastruktur. Rapport 6797, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV, 2023. Nationella marktäckedata 2018 basskikt. Produktbeskrivning, Utgåva 2.3 2023-05-10, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV, 2024. Lagar och mål. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/mark-och-vattenanvandning/ekosystemtjanster/lagar-och-mal/> (läst 2024-05-10).

Oakley, J. E., O'Hagan, A., 2016. SHELF: The Sheffield Elicitation Framework (Version 3.0). School of Mathematics and Statistics, University of Sheffield, UK.

OMB, 2024. *Guidance for Assessing Changes in Environmental and Ecosystem Services in Benefit-Cost Analysis*. Published February 28, 2024, Office of Management and Budget, Washington DC. <https://www.whitehouse.gov/wp-content/uploads/2024/02/ESGuidance.pdf> (läst 2024-04-29).

Pascual, U., Balvanera, P., Anderson, C. B., et al., 2023. Diverse values of nature for sustainability. *Nature* 620, 813-823. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06406-9>

Pedersen, E., Weisner, S., Johansson, M., 2019. Wetland areas' direct contributions to residents' well-being entitle them to high cultural ecosystem values, *Science of the Total Environment* 646, 1315-1326.

Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Görg, C., Heink, U., Jax, K., Schleyer, C., 2018. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services* 29, 428-440. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015>

Ramirez Aranda, N., De Waegemaeker, J., Van de Weghe, N., 2023. The evolution of public participation GIS (PPGIS) barriers in spatial planning practice. Applied Geography 155, 102940. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2023.102940>

Regeringen, 2014. [Etappmål för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Regeringsbeslut M2014/593/Nm](#) (läst 2024-02-28).

Rosén, L., Back, P-E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M., Döberl, G., 2015. SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assess the sustainability of contaminated land remediation. Science of the Total Environment 511, 621-638.

Statens Vegvesen, 2021. Konsekvensanalyser, veiledning. Håndbok V712. Statens Vegvesen, Norge. <https://www.vegvesen.no/se/fag/veg-og-gate/planlegging-prosjektering-og-grunnerverv/planlegging/konsekvensanalyser/> (läst 2024-04-08).

Stjernborg, V., 2019. Digitaliseringens möjligheter för ökat medborgardeltagande i planeringen. K2 Outreach 2019:1, Nationellt kunskapscentrum för kollektivtrafik, Lund. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:mau:diva-13290>

Söderqvist, T., 2022. Bedömningsmetoder för orimliga kostnader: En översikt. Rapport 2022:14, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

Söderqvist, T., 2024. Vägledning om behov av underlag för bedömningen av nyttor av att uppnå god status eller potential. Rapport 2024:6, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. <https://teebweb.org/publications/teeb-for/synthesis/> (läst 2024-04-18).

Trafikverket, 2020a. PM Ekosystemtjänster Hässleholm-Lund, en del av nya stambanor Hässleholms, Klippans, Höörs, Kristianstads, Hörby, Svalövs, Eslövs, Kävlinge och Lunds kommun, Skåne län Järnvägsplan, ARBETSMATERIAL 2020-05-27 Ärendenummer: TRV 2018/88290 Version: __.8 Kontaktperson: Kristofer Söderberg.

Trafikverket, 2020b. Landskapsanalys för planläggning av vägar och järnvägar. ILKA (Integrerad landskapskaraktärsanalys) – en handledning. Publikationsnummer 2020:072, 2020-05-11. Trafikverket, Borlänge.

Trafikverket, 2021a. PM Metod för hållbarhetsbedömningar. Göteborg-Borås, en del av nya stambanor. Järnvägsplan, lokaliseringsutredning 2021-04-19, ärendenummer TRV 2019/1823. Trafikverket, Göteborg.

- Trafikverket, 2021b. Miljökonsekvensbeskrivning av förslag till nationell plan för transportinfrastrukturen 2022-2033. Publikationsnummer 2021:227, 2021-11-30. Trafikverket, Borlänge.
- Trafikverket, 2021c. Lokaliseringsutredning Hässleholm-Lund, Samråd 3, 2021-01-07.
- Trafikverket, 2022a. Ej beräknade effekter i den samhällsekonomiska analysen. Version 1.3, dokumentdatum 2022-07-01. Trafikverket, Borlänge.
- Trafikverket, 2022b. Miljöbedömning och miljöbeskrivning i väg- och järnvägsprojekt: Vägledning. Publikationsnummer 2022:100, 2022-06-03. Trafikverket, Borlänge.
- Trafikverket, 2022c. Miljökonsekvensbeskrivning granskningshandling: Göteborg-Borås, en del av nya stambanor. Järnvägsplan, lokaliseringsutredning 2022-02-22, ärendenummer TRV 2019/1823. Trafikverket, Göteborg.
- Trafikverket, 2024a. Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn. ASEK 8.0 (2024-04-02). Trafikverket, Borlänge.
- Trafikverket, 2024b. Samhällsekonomisk nyttokostnadsanalys – ej beräknade effekter. Version 2.0, dokumentdatum 2024-04-02. Trafikverket, Borlänge.
- Volchko, Y., Berggren Kleja, D., Back, P.-E., et al., 2020. Assessing costs and benefits of improved soil quality management in remediation projects: A study of an urban site contaminated with PAH and metals. *Science of the Total Environment* 707, 135582.
- Yannis, G., Kopsacheili, A., Dragomanovits, A., Petraki, V., 2020. State-of-the-art review on multi-criteria decision-making in the transport sector. *Journal of Traffic and Transportation Engineering (English Edition)* 7, 413-431.
<https://doi.org/10.1016/j.jtte.2020.05.005>
- Åkerholm, J., 2023. Digitalt möte med Jenny Åkerholm, Projektledare, Trafikverket, 2023-02-17. Övriga deltagare: Cecilia Håkansson och Tore Söderqvist.

Appendix 1 Kodning i ArcGIS

```
# Replace a layer/table view name with a path to a dataset (which can be a layer file) or
create the layer/table view within the script

# Polygon to raster: "Population_221231"

arcpy.PolygonToRaster_conversion(in_features="Population_221231", value_field="POP",
out_rasterdataset="D:/My_files/Case_Studies/LH_Result.gdb/Population_221231_R",
cell_assignment="CELL_CENTER", priority_field="NONE", cellsize="10")

# Extract Lakes and Rivers from "LandUse"

arcpy.gp.ExtractByAttributes_sa("LandUse", "Value = 61",
"D:/My_files/Case_Studies/LH_Result.gdb/Lake_River")

# Extract railway and roads from "LandUse"

arcpy.gp.ExtractByAttributes_sa("LandUse", "Value = 53",
"D:/My_files/Case_Studies/LH_Result.gdb/Rail_and_Road")

# Distance from "Rail_and_Road"

arcpy.gp.EucDistance_sa("Rail_and_Road",
"D:/My_files/Case_Studies/LH_Result.gdb/Dist_Rail_Road", "",
"D:/My_files/Case_Studies/SVING_Case_LH.gdb/Carbon_Stock", "", "PLANAR", "", "")

# Keep zone within 500 meters to "Dist_Rail_Road"

arcpy.gp.Reclassify_sa("Dist_Rail_Road", "Value", "0 500 1;500 9999 0;NODATA 0",
"D:/My_files/Case_Studies/LH_Result.gdb/Near_Rail_Road", "DATA")

# Distance from "Lake_and_River"

arcpy.gp.EucDistance_sa("Lake_and_River",
"D:/My_files/Case_Studies/LH_Result.gdb/Dist_Lake_River", "",
"D:/My_files/Case_Studies/SVING_Case_LH.gdb/Carbon_Stock", "", "PLANAR", "", "")

# Calculate population density within 1km from: "Population_221231" (note!!!: the original
polygon data is population in 1km*1km squares), so it is a direct conversion from polygon
to raster for population density in 1 square km (radius ~= 500m)

arcpy.PolygonToRaster_conversion(in_features="Population_221231", value_field="POP",
out_rasterdataset="D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Pop_1by1",
cell_assignment="CELL_CENTER", priority_field="POP", cellsize="1000")

# population within 3*3=9 cells (radius ~= 1.5km) from "Pop_r_500m"

arcpy.gp.FocalStatistics_sa("Pop_1by1",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Pop_3by3", "Rectangle 3 3 CELL",
"SUM", "DATA", "90")

# population within 5*5=25 cells (radius ~= 2.5km) from "Pop_r_500m"
```

```

arcpy gp.FocalStatistics_sa("Pop_1by1",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Pop_5by5", "Rectangle 5 5 CELL",
"SUM", "DATA", "90")

# population within 11*11=9 cells (radius ~= 5.5km) from "Pop_r_500m"

arcpy gp.FocalStatistics_sa("Pop_1by1",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Pop_11by11", "Rectangle 11 11 CELL",
"SUM", "DATA", "90")

# Zone 1: 0-500m: Get zone of of the cell itself, 1 cell = 1km*1km: population density in 1
square km (radius ~= 500m)

arcpy gp.RasterCalculator_sa('"Pop_1by1" * 1',
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Pop_Zone_1")

# Zone 2: Get zone of only 1 neighbor cells (1 layer of 8 cells surrounding ~= 500m-1.5km),
by minus the value of the center cell: "Pop_3by3"- "Pop_1by1"

arcpy gp.RasterCalculator_sa('"Pop_3by3" - "Pop_1by1"',
"d:/My_files/sving_case_studies/lh_result.gdb/Pop_Zone_3_1")

# Zone 3: Get zone of the 2nd neighbor cells (1 layer of 16 cell surrounding ~= 1.5km-
2.5km), by minus the value of the center 3*3 cells: "Pop_5by5"- "Pop_3by3"

arcpy gp.RasterCalculator_sa('"Pop_5by5" - "Pop_3by3"',
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Pop_Zone_5_3")

# Zone 4: Get zone of 3rd, 4th and 5th neighbor cells (3 layer of 96 cell surrounding ~=
2.5km-5.5km), by minus the value of the center 5*5 cells: "Pop_11by11"- "Pop_5by5"

arcpy gp.RasterCalculator_sa('"Pop_11by11" - "Pop_5by5"',
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Pop_Zone_11_5")

# Final Sum: 1 - 2/7 - 1/7 - 1/30

arcpy gp.RasterCalculator_sa('"Population_Zones\Pop_Zone_1" +
("Population_Zones\Pop_Zone_3_1" * 2/7) + ("Population_Zones\Pop_Zone_5_3" * 1/7) +
("Population_Zones\Pop_Zone_11_5" * 1/30)',
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Final_Pop_visit")

Con1: Constraint_lake and river

arcpy gp.Reclassify_sa("D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Lake_and_River",
"Value", "61 0;NODATA 1",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Con1_Vatten", "DATA")

# Con2: Constraint_ "LandUse"

arcpy gp.Reclassify_sa("LandUse", "Klass", "'Öppen våtmark' 1;Åkermark 1;Övrig öppen
mark utan vegetation' 1;Övrig öppen mark med vegetation' 1;'Exploaterad mark, byggnad'
0;'Exploaterad mark, ej byggnad eller väg/järnväg' 0;'Exploaterad mark, väg/järnväg' 0;'Sjö
och vattendrag' 1;'Tallskog (utanför våtmark)' 1;'Granskog (utanför våtmark)'
1;'Barrblandskog (utanför våtmark)' 1;'Lövblandad barrskog (utanför våtmark)'
1;'Triviallövskog (utanför våtmark)' 1;'Ädellövskog (utanför våtmark)' 1;'Triviallövskog med

```

```

ädellövinslag (utanför våtmark)' 1;'Temporärt ej skog (utanför våtmark)' 1;'Tallskog (på
våtmark)' 1;'Granskog (på våtmark)' 1;'Barrblandskog (på våtmark)' 1;'Lövblandad barrskog
(på våtmark)' 1;'Triviallövskog (på våtmark)' 1;'Ädellövskog (på våtmark)' 1;'Triviallövskog
med ädellövinslag (på våtmark)' 1;'Temporärt ej skog (på våtmark)' 1",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Con2_explo", "DATA")

# Con3: Buffer 30 meter on both side: Motor way - "Rail_Road\MotorWay_LH"

arcpy.Buffer_analysis(in_features="Rail_Road\MotorWay_LH",
out_feature_class="D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/MotorWay_LH_Buffe
r", buffer_distance_or_field="30 Meters", line_side="FULL", line_end_type="ROUND",
dissolve_option="NONE", dissolve_field="", method="PLANAR")

arcpy.PolygonToRaster_conversion(in_features="Rail_Road\MotorWay_LH_Buffer",
value_field="BUFF_DIST",
out_rasterdataset="D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Con3_Motor",
cell_assignment="CELL_CENTER", priority_field="NONE",
cellsize="D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River")

arcpy.gp.Reclassify_sa("Con3_Motor", "Value", "30 0;NODATA 1",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Con3_Motorvag", "DATA")

# Con4: Buffer 30 meter on both side: järnväg - "Rail_Road\Rail_LH"

arcpy.Buffer_analysis(in_features="Rail_Road\Rail_LH",
out_feature_class="D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Rail_LH_Buffer",
buffer_distance_or_field="30 Meters", line_side="FULL", line_end_type="ROUND",
dissolve_option="NONE", dissolve_field="", method="PLANAR")

arcpy.PolygonToRaster_conversion(in_features="Rail_Road\Rail_LH_Buffer",
value_field="BUFF_DIST",
out_rasterdataset="D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Con4_rail",
cell_assignment="CELL_CENTER", priority_field="NONE",
cellsize="D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River")

arcpy.gp.Reclassify_sa("Con4_rail", "Value", "30 1;NODATA 1",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Con4_jarnvag", "DATA")

# Final constraints: multiply all cons together

arcpy.gp.RasterCalculator_sa('"Constraints\Con1_vatten" * "Constraints\Con2_explo" *
"Constraints\Con3_Motorvag" * "Constraints\Con4_rail"',
"d:/My_files/sving_case_studies/lh_result.gdb/Con_Final")

# Factor 1: distance to water

arcpy.gp.EucDistance_sa("Processing\Lake_and_River",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/EucDist_Lake1", "",
"D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River", "", "PLANAR", "", "")

```

```
arcpy gp.Reclassify_sa("EucDist_Lake1", "Value", "0 500 4;500 1000 3;1000 1500 2;1500
2000 1;2000 3000 0", "D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/fac1_dist_vatten",
"DATA")
```

Factor 2: "LandUse"

```
arcpy gp.Reclassify_sa("LandUse", "Value", "2 3;3 0;41 4;42 4;51 0;52 0;53 0;61 0;111
2;112 2;113 2;114 3;115 3;116 3;117 3;118 1;121 4;122 3;123 3;124 3;125 3;126 4;127
4;128 1", "D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/fac2_landuse", "DATA")
```

Factor 3: "Rail_Road\MotorWay_LH"

```
arcpy gp.EucDistance_sa("Rail_Road\MotorWay_LH",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/EucDist_Moto1", "",
"D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River", "", "PLANAR", "", "")
```

```
arcpy gp.Reclassify_sa("EucDist_Moto1", "Value", "0 100 0;100 200 1;200 400 2;400 800
3;800 40000 4", "D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/fac3_dist_motor",
"DATA")
```

Factor 4: "Rail_Road\Rail_LH"

```
arcpy gp.EucDistance_sa("Rail_Road\Rail_LH",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/EucDist_Rail1", "",
"D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River", "", "PLANAR", "", "")
```

```
arcpy gp.Reclassify_sa("EucDist_Rail1", "Value", "0 100 0;100 200 1;200 400 2;400 800
3;800 30000 4", "D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/fac4_dist_rail", "DATA")
```

Factor 5: "Rail_Road\Road_Over70_LH"

```
arcpy gp.EucDistance_sa("Rail_Road\Road_Over70_LH",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/EucDist_Road1", "",
"D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River", "", "PLANAR", "", "")
```

```
arcpy gp.Reclassify_sa("EucDist_Road1", "Value", "0 100 0;100 200 1;200 400 2;400 800
3;800 15000 4", "D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/fac5_dist_road70",
"DATA")
```

Factor 6: polygon to raster for all the nature protection type:

```
arcpy.PolygonToRaster_conversion(in_features="Nature\NP_LH", value_field="OBJECTID",
out_rasterdataset="D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/NP_LH_PolygonToRa
ster", cell_assignment="CELL_CENTER", priority_field="NONE",
cellsize="D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River")
arcpy.PolygonToRaster_conversion(in_features="Nature\NR_LH", value_field="OBJECTID",
out_rasterdataset="D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/NR_LH_PolygonToRa
ster", cell_assignment="CELL_CENTER", priority_field="NONE",
cellsize="D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River")arcpy.Polygon
ToRaster_conversion(in_features="Nature\Nature2000_LH", value_field="OBJECTID",
out_rasterdataset="D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Nature2000_LH_Poly
gonToRaste", cell_assignment="CELL_CENTER", priority_field="NONE",
cellsize="D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River")arcpy.Polygon
ToRaster_conversion(in_features="Nature\RiksIntre_LH", value_field="OBJECTID",
```

```

out_rasterdataset="D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/RiksIntre_LH_Polygo
nToRaster", cell_assignment="CELL_CENTER", priority_field="NONE",
cellsize="D:\My_files\SVING_Case_Studies\LH_Result.gdb\Lake_and_River")

# Factor 6: Reclassify: NatinalPark = 4 ; NaturalReserve = 3 ; Nature2000 = 2 ; RiksIntresse =
1

arcpy gp.Reclassify_sa("NP_LH_PolygonToRaster", "Value", "1 4;2 4;NODATA 1",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Reclass_NP_L1", "DATA")

arcpy gp.Reclassify_sa("NR_LH_PolygonToRaster", "Value", "1 148 3;NODATA 0",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Reclass_NR_L1", "DATA")

arcpy gp.Reclassify_sa("Nature2000_LH_PolygonToRaste", "Value", "1 2;2 2;3 2;4 2;5 2;6
2;NODATA 0", "D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Reclass_Natu1", "DATA")

arcpy gp.Reclassify_sa("RiksIntre_LH_PolygonToRaster", "Value", "1 11 1;NODATA 0",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/Reclass_Riks1", "DATA")

# Factor 6: merge all the nature projection area together by "add" then correct value:
value 8 means area of NationalPark (4) within NatureReserve (3) and Riksintresse (1),
therefore, should be re-value as 4: NatinalPark

arcpy gp.RasterCalculator_sa("Reclass_Riks1" + "Reclass_Natu1" + "Reclass_NR_L1" +
"Reclass_NP_L1", "d:/My_files/sving_case_studies/lh_result.gdb/nature_sum")

arcpy gp.Reclassify_sa("nature_sum", "Value", "0 0;1 1;2 2;3 3;4 3;5 4;6 2;8 4",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/fac6_nature", "DATA")

#Factor3&4: combine fac3_motorway and fact4_railway. The following inputs are layers or
table views: "fac3and4"

arcpy gp.RasterCalculator_sa("Factors\fac3_dist_motor" + "Factors\fac4_dist_rail",
"d:/My_files/sving_case_studies/lh_result.gdb/fac3and4")

arcpy gp.Reclassify_sa("fac3and4", "Value", "0 0;1 0;2 0;3 0;4 0;5 1;6 2;7 3;8 4",
"D:/My_files/SVING_Case_Studies/LH_Result.gdb/fac3and4_MoR", "DATA")

# Final factor: factor value multiply with weight

arcpy gp.RasterCalculator_sa("Factors\fac1_dist_vatten" * 0.25 + "Factors\fac2_landuse"
* 0.15 + "Factors\fac3and4_MoR" * 0.2 + "Factors\fac5_dist_road70" * 0.1 +
"Factors\fac6_nature" * 0.3', "d:/My_files/sving_case_studies/lh_result.gdb/fac_final")

# Final recreation_suitability: factor_final * constraints_final: Recreation potential

arcpy gp.RasterCalculator_sa("Factors\fac_final" * "Constraints\Con_Final",
"d:/My_files/sving_case_studies/lh_result.gdb/Final_Suitability")

# Final Rrecreation with Population: Recreation potential with Visit potential: Value
indicator

arcpy gp.RasterCalculator_sa("Final_Suitability" * "Population_Zones\Final_Pop_visit",
"d:/my_files/sving_case_studies/lh_result.gdb/Final_Recreation")

```

Trafikverket, 781 89 Borlänge. Besöksadress: Röda vägen 1

Telefon: 0771-921 921, Texttelefon: 010-123 50 00

[trafikverket.se](https://www.trafikverket.se)