

CERE

Fiskefria områden ur ett samhällsekonomiskt perspektiv: En konceptuell analys

Göran Bostedt

CERE

Inst. för skogsekonomi, SLU & Handelshögskolan, Umeå Universitet

Runar Brännlund

CERE

Handelshögskolan, Umeå Universitet

Ola Carlén

Inst. för skogsekonomi, SLU

Lars Persson

CERE

Handelshögskolan, Umeå Universitet

The **Centre for Environmental and Resource Economics** (CERE) is an inter-disciplinary and inter-university research centre at the Umeå Campus: Umeå University and the Swedish University of Agricultural Sciences. The main objectives with the Centre are to tie together research groups at the different departments and universities; provide seminars and workshops within the field of environmental & resource economics and management; and constitute a platform for a creative and strong research environment within the field.



Fiskefria områden ur ett samhällsekonomiskt perspektiv: En konceptuell analys

Göran Bostedt,
CERE
Inst. för skogsekonomi, SLU & Handelshögskolan, Umeå Universitet

Runar Brännlund,
CERE
Handelshögskolan, Umeå Universitet

Ola Carlén,
Inst. för skogsekonomi, SLU

Lars Persson,
CERE
Handelshögskolan, Umeå Universitet

1. Inledning

Huvudsyftet med föreliggande rapport är att på ett övergripande och konceptuellt plan beskriva innebörden av en samhällsekonomisk nytto- och kostnadsanalys, eller samhällsekonomisk bedömning, och hur en sådan kan och bör genomföras för att analysera samhällsnyttan av fiskefria områden. Vidare syftar rapporten till att exemplifiera vilken typ av empiriska data och metoder som finns tillgängliga för en sådan analys med hjälp av den fritidsfiskeundersökning som årligen görs i regi av Hav och Vattenmyndigheten.

Samhällsekonomiska kostnads- och intäktsanalyser är ett väletablerat verktyg för att skatta kostnader och intäkter för olika ekonomisk-politiska verksamheter och projekt. Som sådant kan sådana analyser därmed bidra med användbar information vid beslutsfattande. Metodens teoretiska underbyggnad kan härledas långt tillbaka i tiden till Dupuit (1844), medan användningen i praktiken i större skala kan härledas till 30-talets USA i samband med vattenkraftsutbyggnaden där.

Samhällsekonomiska lönsamhetskalkyler kan motiveras av det faktum att verkligheten inte sammanfaller med den teoretiska perfekta marknadsekonomin, utan att det finns så kallade marknadsimperfectioner. Den perfekta marknadsekonomin är en teoretisk konstruktion som beskriver hur en ekonomi fungerar under vissa förutsättningar. Givet en perfekt marknadsekonomi ger marknadspriserna fullständigt korrekt information om hur konsumenterna värderar en vara och vad det kostar att producera den, vilket betyder att alla samhällets resurser allokeras på effektivast möjliga sätt. Det betyder i sin tur att de privat- och samhällsekonomiska lönsamhetskalkylerna sammanfaller och att det därmed inte finns något egentligt motiv för att genomföra specifika samhällsekonomiska kalkyler. Men som sagt, verkligheten avviker i ett flertal avseenden från denna ideala värld. Dessa avvikelser brukar vanligen benämnas ”marknadsimperfectioner”, vilka implicerar att priserna inte förmedlar korrekt information till producenter och konsumenter ur ett samhällsperspektiv. Detta är det grundläggande motivet, och den grundläggande utgångspunkten, för samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar, vilket kommer att förklaras närmare senare i rapporten.

Rapporten är strukturerad enligt följande. I avsnitt 2 ges en mycket översiktlig beskrivning av fritidsfisket längs den svenska kusten. I avsnitt 3 ges en kortfattad redogörelse för den lagstiftning och de regler som omgärdar fritidsfisket. En beskrivning av de fiskefria områdena längs den svenska kusten och i de stora sjöarna, samt motiven för inrättandet, ges i avsnitt 4. I avsnitt 5 ges en översiktlig och summarisk redogörelse för de teoretiska grunderna som en samhällsekonomisk analys vilar på, med fokus på samhällsekonomisk effektivitet. En redogörelse för hur en samhällsekonomisk analys bör genomföras mer specifikt för fiskefria områden ges i avsnitt 6. Praktiska metoder för att värdera intäkter, eller nyttor, och kostnader av ej marknadsprissatta varor i allmänhet, och hur dessa kan användas för uppskatta värden och kostnader som följd av fiskefria områden redogörs för i avsnitt 7. I avsnitt 8 ges en relativt enkel empirisk illustration, baserat på data från Fritidsfiskeundersökningen, av hur beräkningar av värdet av fiskefriaområden kan göras. Avsnitt 9, slutligen, ger några avslutande kommentarer.

2. Fritidsfisket längs Sveriges kuster

Med fritidsfiske avses allt fiske som inte bedrivs för avsalu. Huvudsyftet är rekreation och/eller konsumtion av fångsten i det egna hushållet. Fritidsfiske kan delas upp i sportfiske och husbehovsfiske beroende på vilken redskapstyp som används och vad syftet med fisket är. Fritidsfiske kan bedrivas som fisketurism, vilket innebär att man reser till en plats utanför sin vanliga omgivning eller nyttjar tjänster som tillhandahålls av fisketurismföretag.

Det finns ett mycket stort intresse för fritidsfiske i Sverige. Mer än en miljon svenskar ägnar sig åt fritidsfiske någon gång under året (Fiskeriverket, 2008). En av anledningarna är naturligtvis de goda förutsättningar som finns i landet, med nästan 100 000 sjöar, tiotusentals mil vattendrag och en mycket lång kuststräcka från gränsen till Norge i väster till finska gränsen i öster. Såsom varande en naturbaserad fritidsaktivitet har fritidsfisket stor potential att bidra till förbättrad hälsa och skänker stor livskvalitet och glädje för utövarna. I ett globalt perspektiv bedöms fritidsfiske stå för ungefär tolv procent av det totala fisket. Omfattningen varierar förstås mellan länder och exempelvis bedöms cirka en procent av befolkningen i Sydeuropeiska länder bedriva fritidsfiske, medan motsvarande siffra är cirka fyrtio procent för Finland. I allmänhet verkar svenska fritidsfiskare ta tillvara fångsten i hög utsträckning, uppemot 90 procent (Cook & Cowx, 2004). Fritidsfiske bedrivs huvudsakligen av män, och huvuddelen av fisket sker med handredskap. Endast en femtedel av fiskarna använder mängdfångande redskap, dvs. nät, burar, ryssjor, eller tinor, och de flesta som använder dessa redskap använder även handredskap. Sett till fångsten står handredskap för cirka 60 procent, medan resterande del består av mängdfångande redskap. Vidare fångas cirka hälften av fisken i havet, medan resten fångas i sjöar eller vattendrag. Det mesta fisket bedrivs i närheten av hemmet.

Fritidsfiske längs kusterna och från båtar i havet kan geografiskt indelas i fem större områden: 1) Bottenviken, Bottenhavet och Ålands hav, 2) Östersjön, 3) Öresund, 4) Kattegatt och 5) Skagerack.

2.1 Bottenviken, Bottenhavet och Ålands hav

Detta område omfattar hela den svenska ostkusten norr om Kappelskär. Fritidsfisket i detta område avser främst lax, öring samt vissa sötvattensarter som även förekommer i havet. Bestånden av lax är svaga i Bottenviken, bland annat eftersom återvandringen av odlad lax till älvarna minskat påtagligt. Även vildöringbestånden är svaga, vilket gör att fisket efter dessa arter till stor del är beroende av utsättning av odlad fisk (Fiskeriverket, 2008). För att bestånden av vild lax och öring skall öka krävs att fisket sker selektivt på de odlade varianterna, vilket i sin tur kräver att redskapen möjliggör återutsättning av levande vild öring och lax.

Bestånden av sötvattensarter som abborre och gädda är goda och fisketrycket är relativt lågt. Generellt är bestånden dock beroende av miljöförhållanden från år till år och är ofta mycket lokala. Även sik är av intresse för fritidsfisket i detta område. Sikbestånden tros vara vikande, men kunskapsläget är otillräckligt.

2.2 Östersjön

Detta område, som även kallas det egentliga Östersjön, omfattar den svenska ost- och sydkusten mellan Kappelskär och Falsterbo. Utöver de arter som fångas i Bottenviken, Bottenhavet och Ålands hav är torsk av intresse för fritidsfisket. Torskbestånden är emellertid på mycket låg nivå och anses inte tåla ökat yrkesmässigt fiske (Fiskeriverket, 2008). Även de vilda laxbestånden är svaga även om en viss återhämtning skett. Små och stabila bestånd av öring finns i södra Sverige.

Vad gäller sötvattensarter har bestånden av abborre och gädda minskat och tål inte ökat fisketryck, och när det gäller gös bör det minska (Fiskeriverket, 2008).

2.3 Öresund

Öresund är ett geografiskt område som sträcker sig från Falsterbo till Kullens fyr i Höganäs. Området har relativt goda tillgångar av många fiskarter (Fiskeriverket, 2008). Orsaken är förbudet för trålfiske som möjliggjort att bottenlevande fiskarter som torsk, kolja, vitling, bergtung och rödspotta förekommer i höga tätheter och i stabila bestånd. Även om fisketrycket på torsk från yrkesfisket är högt bedrivs det på grund av trålförbudet med nät, vilket visserligen minskar effektiviteten betydligt i yrkesfisket, men å andra sidan har en konserverande effekt på fiskbestånden.

Även andra arter som sill och öring finns i stabila bestånd i detta område.

2.4 Kattegatt

Den svenska delen av Kattegatt avgränsas i söder av Höganäs och i norr av en tänkt linje från Pater Noster skären i Tjörns kommun till Skagens norra udde i Danmark. Fiskebestånden av för yrkesfisket intressanta arter som torsk, kolja, vitling och långa är låga i området. Det kommersiella fisket på den svenska västkusten har under lång tid beskattat bestånden tämligen hårt, vilket har gjort att vissa delbestånd kan ha försvunnit helt. Här är möjligheterna att bedriva fritidsfiske på dessa arter idag mycket begränsade.

Fritidsfisket i området är idag huvudsakligen inriktat mot lax, öring, makrill, sill, samt hummer och krabba. Laxbestånden är relativt stabila och omfattas endast av begränsat yrkesmässigt fiske. Även öringbestånden i Kattegatt har god status och är inte utsatt för yrkesmässigt fiske i någon större omfattning (Fiskeriverket, 2008).

2.5 Skagerack

Skagerack omfattar återstoden av den svenska kusten upp till den norska gränsen. I likhet med Kattegatt har bestånden av torsk, kolja, vitling och långa varit hårt beskattade av det kommersiella fisket under lång tid och minskat starkt under de senaste 20-30 åren (Fiskeriverket, 2008). Inga tecken på återhämtning finns heller och bestånden består idag i stort sett endast av ungfisk. I likhet med Kattegatt är bestånden av lax och öring tämligen goda.

2.6 Yrkesfiske kontra fritidsfiske

Som torde ha framgått finns en viss konkurrens mellan yrkesfisket och det fritidsfiske som bedrivs längs med våra kuster. Denna konkurrens begränsas dock av att yrkesfisket och fritidsfisket är inriktade på olika arter. De viktigaste arterna för det kommersiella fisket i termer av kvantitet är sill/strömming, torsk och makrill. Av dessa arter är det endast makrill som fiskas av fritidsfisket i någorlunda jämförbara kvantiteter. Som kontrast kan nämnas att vad gäller sill/strömming är de kvantiteter som landas av yrkesfisket mer än 50 gånger större än de kvantiteter som fritidsfisket landar. Även vad gäller torsk är kvantiteten som landas av yrkesfisket mångdubbelt större än den mängd som fiskas av fritidsfiskare. Möjligheterna att fiska torsk för fritidsfiskare i kustnära vatten är numera så dåliga att inget större konkurrensförhållande kan sägas föreligga.

När det gäller andra arter som abborre, gädda och öring är förhållandet det omvända, de kvantiteter som landas av yrkesfisket är mellan 3 och 8 procent av de kvantiteter som registrerats för fritidsfisket via enkätundersökningar.

Konkurrens mellan yrkesfiske och fritidsfiske finns vad gäller lax, främst vildlax. Yrkesfisket har dispens från de fredningsområden som finns i älvmynningar. Även vad gäller hummerfiske finns en konkurrens mellan yrkesfiske och fritidsfiske om resursen. Fritidsfiskare får använda högst 14 hummertinor samtidigt, medan en yrkesfiskare får använda 50 tinor. Hummerbestånden har varit vikande under de senaste 20 åren.

3. Lagstiftning, skatter och bidragssystem som omgärdar fisket

Efter inträdet i EU är Sverige bundet av de beslut om fiske som fattas av EU. Dessa beslut rör vanligen förvaltningsplaner för marina arter samt kvoter och andra bestämmelser för yrkesfisket till havs. Sverige har dock fortfarande visst handlingsutrymme som gör det möjligt att införa nationella bestämmelser för att stärka och komplettera EU-bestämmelserna. Än så länge har Sverige fullt handlingsutrymme för regelanpassning av fritidsfiske till havs samt fritidsfiske i sjöar och vattendrag.

Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag och hav. Med stöd av Fiskelagen (SFS 1993:787) utövar myndigheten tillsyn, och kan, inom det svenska handlingsutrymmet, av fiskevårdsskäl föreskriva om regler för havet, de fem stora sjöarna samt till dessa vattenområden tillrinnande vattendrag upp till första

vandringshindret. Huvudansvaret för fiskförvaltningen inom dessa områden ligger på myndigheten. Myndigheten kan dessutom fatta beslut om regler för att skydda särskilt hotade arter och stammar av nationellt intresse i sjöar och vattendrag i hela landet. Dock anses huvudansvaret för fiskförvaltningen inom dessa vatten ligga på fiskerättsägarna, vilka, för att underlätta förvaltningen, ofta bildar så kallade fiskevårdsområdesföreningar.

För att bedriva yrkesmässigt fiske krävs en yrkesfiskelicens. En yrkesfiskelicens kan innehas av en juridisk eller fysisk person. Innehavare av yrkesfiskelicens har därmed att följa de specifika regler och anvisningar som gäller för yrkesmässigt fiske. Yrkesfiskare får använda rörliga och fasta redskap i obegränsad utsträckning på s.k. allmänt vatten enligt den svenska lagstiftningen. Starka begränsningar finns dock genom EU:s kvotfördelning.

Allt annat fiske är fritidsfiske och detta fiske har särskilda regler och anvisningar att följa. De regler som omgärdar fritidsfiske rör ”var”, ”hur” och ”när” man får fiska. ”Var” syftar på om fisket bedrivs på allmänt eller enskilt vatten. Vatten är allmänt om det inte tillhör en fastighet. Allmänt vatten finns i havet och i sjöarna Vänern, Vättern, Hjälmaren och Storsjön. Något förenklat kan man säga att vatten på ett avstånd längre än 300 m från kust/strand är att betrakta som allmänt vatten under förutsättning av djupet är minst tre 3 meter. Samma regler gäller även för avstånd från öar som överstiger 100 m i längd. Fiske på allmänt vatten är tillåtet för svenska medborgare och utländska medborgare som är stadigvarande bosatta i Sverige. Allt annat vatten är enskilt vatten, exempelvis små insjöar, och notera att även Mälarens vatten är enskilt vatten. I Mälaren finns vissa vattenområden som kallas enskilt frivatten. Där tillhör fiskerätten enskilda, men via en inträngsersättning från staten är ändå fisket i stor utsträckning fritt för alla.

”Hur” syftar på vilka redskap som är tillåtna. Redskapen brukar delas in i fasta och rörliga redskap. Med fasta redskap avses fiskebyggnad eller fiskeredskap med ledarm, om redskapet är fastsatt vid botten eller stranden och avses stå kvar i mer än två dygn i följd. Alla andra redskap kan betraktas som rörliga redskap. Yrkesfiskare får fiska med fasta redskap på fritt vatten, medan fiskerättsägare får använda fasta redskap på eget vatten. Fritidsfiske på allmänt vatten med fasta redskap är således inte tillåtet. För rörliga redskap gäller att var och en får använda endast nät, långrev, ryssja, bur, handredskap och håv. Vid fiske med nät, långrev, ryssjor och burar får sammanlagt högst sex redskap användas samtidigt. Vid hummerfiske får därutöver högst 14 burar (hummertinor) användas. En långrev får vara försedd med högst 100 krokar. Nätens sammanlagda längd får inte överstiga 180 meter. Fisket på enskilt frivatten i Mälaren får bedrivas med ungefärligen dessa bestämmelser, dock får utländska medborgare utan stadigvarande boende i Sverige enbart fiska med handredskap. Undantagna från dessa regler är de som fiskar yrkesmässigt, innehar fisket med äganderätt eller har rätt till fisket på grund av nyttjanderätt som omfattar även annat fiske än det som är fritt för var och en.

”När”, till sist, reglerar tidpunkter då vissa arter ej får fångas eller fångstredskap ej får användas. Syftet med detta kan t.ex. vara att skydda fiskbestånd under och i anslutning till lekvandring och lekperiod. Exempelvis gäller i kustvattenområdet i Östersjön norr om latituden 62 55 N att fiske med nät efter lax och öring är förbjudet under tiden 1 april - 30 juni. Under denna period är även allt fiske med nät som har en maskstorlek över 120 mm förbjudet.

Fiske i så kallat enskilt vatten tillhör som regel fastighetsägaren. Detta innebär att fastighetsägare får fiska obegränsat med fasta och rörliga redskap på sina vatten. Svenska och utländska medborgare har rätt till handredskapsfiske på enskilt vatten längs kusterna och i de fem stora sjöarna Väneren, Vättern, Mälaren, Hjälmaren och Storsjön. Vissa områdesspecifika bestämmelser reglerar mer exakt vad som får fiskas, vart man får fiska etc. Exempelvis vid kusten i Norrbottens, Västerbottens, Västernorrlands och Gävleborgs län samt i Uppsala län utom Östhammars kommun är det tillåtet att fiska allt utom lax med rörliga redskap. För lax finns särskilda bestämmelser. I Vättern är det tillåtet att fiska allt utom kräftor med utter, drag samt agnot. Fisket får endast bedrivas utanför öppen strand. I övriga vatten i inlandet – inkluderat Mälaren – finns således endast enskilt vatten. För fritidsfiske i dessa enskilda vatten krävs vanligen att fritidsfiskaren köper fiskekort, vilket reglerar var, när och hur man får fiska.

Försäljning av fritidsfiskad fångst är delvis förbjudet. Förbudet omfattar försäljning av ”levande akvatiska resurser som är marina arter och vissa andra arter under deras marina liv”. Enligt denna definition är därmed endast havsfångad fångst förbjuden att sälja. Något förbud mot att sälja fritidsfiskad fångst från insjöar och rinnande vattendrag finns inte.

EUs, från 2014, reviderade fiskeripolitik syftar till att trygga yrkesfiskarnas försörjning och stoppa överfiske och utfiskning. För att ekonomiskt stödja sektorn inrättades Europeiska havs- och fiskerifonden. Denna fond ska stödja projekt som handlar om införandet av nya innovativa fiskemetoder, åtgärder för att skapa nya avsättningsmöjligheter för fisk och skaldjur, samt projekt som syftar till att förbättra livskvaliteten i kustområdena. Även om det ekonomiska stödet är direkt kopplat till yrkesfisket så bör många av fonden stödda projekt även få indirekta positiva effekter på fritidsfisket. EU-stöden hanteras av länsstyrelserna. Dessa kan dessutom bevilja bidrag till yrkesfiskare för salsäkringar av fiskeredskap. De beslutar även om yrkesfiskare ska få ekonomisk ersättning för skador på redskap och fångst som orsakats av sälar. I övrigt finns ingen speciell svensk särbeskattning eller direkt riktade bidrag för yrkesfisket, utan detta bedrivs enligt det regelverk som gäller för näringsverksamhet i Sverige.

4. Fiskefria områden

4.1 Bakgrund

Införandet av särskilda områden med begränsat fiske (s.k. fiskefria områden) är något som blivit allt vanligare för att stärka bestånden av prioriterade fiskarter. En förklaring till den ökade användningen är att mer traditionella metoder för att bevara fiskbestånd anses vara relativt ineffektiva, vilket avspeglas i många fall av kraftiga nedgångar i bestånd. Det är även så att traditionella riktlinjer och regler relaterade till ”hållbart” fiske (uttag) inte beaktar mänsklig påverkan via utsläpp av miljögifter, överfiske, fiskemetoder, kustaktivitet, etc., på ett bra sätt. I detta sammanhang har fiskefria områden framställts som ett mer effektivt och billigt sätt att förbättra fiskbestånd. Det är även så att genomförandet inte kräver detaljerad information. I litteraturen framhålls ibland att fiskefria områden, eller liknande, till stor del uppstår och designas genom politiska intressen och beslut istället för att baseras på biologiska faktorer. Det

rimliga vore att utvärdera befintliga fiskefria områden genom en jämförelse med likvärdiga områden som inte definierats som fiskefria.

Det finns ingen internationell definition av fiskefria områden utan det råder snarare en viss begreppsförvirring. En övergripande benämning är ”marine protective areas (MPA)” för områden där det införts någon form av begränsning, men tyvärr skiljer sig den faktiska tillämpningen mellan länder. Exempelvis använder Australien begreppet ”sanctuary zones” för områden med totalförbud för fiske, medan ”marine sanctuaries” i USA endast begränsar aktiviteter såsom oljeborring. Begreppet MPA är så vagt och allmänt att det i princip är meningslöst att göra jämförelser utan att gå in på detaljer som karaktäriserar det studerade området. Det faktum att ett MPA kan vara ett område som endast begränsar någon form av aktivitet verkar locka politiker och myndigheter att använda begreppet eftersom de då kan säga att MPA redan finns och ytterligare områden planeras¹. Erfarenheten i Europa är att skyddade områden använts antingen för bevarande av biodiversitet eller för fiskeriförvaltning, men sällan för kombinationen². Då skyddade områden kan ha positiva effekter för båda dessa målsättningar borde detta beaktas vid eventuella utvärderingar av skyddade områden.

I många fall kan fiskefria områden leda till positiva effekter både för naturvård (biodiversitet) och fiskeriförvaltning (Nilsson et al., 2009). I linje med detta beskrivs områden där både skydd av fisk och dess levnadsmiljö som viktiga instrument för förvaltning av ekosystem (Halpern, et al., 2010; Thrush & Dayton, 2010). När det gäller fiskefria områden för fiskeriförvaltning är det så att olika arters levnadssätt spelar roll. I allmänhet är det så att arter där vuxna individer är stationära gynnas särskilt, eftersom dessa skyddas med relativt små fiskefria områden. Då fiskbeståndet växer till inom det skyddade området kan det hjälpa angränsande områden genom att ägg och larver sprids med havsströmmar, samtidigt kan förstås en andel av de vuxna fiskarna passera ut till angränsande områden och på sådant sätt gynna fisket. Storleken på fisken är också av betydelse och studier visar att fiskefria områden gynnar tätheten av storvuxen fisk. Storvuxen fisk är viktig för ekosystemet men även för beståndets reproduktion då de bidrar med fler och livskraftigare avkommor (Marteinsdottir & Begg, 2002; Berkeley et al., 2004). Det är klart att fiskefria områden ger positiva effekter på bestånden inom området men i vilken omfattning det har positiva effekter på angränsande områden är inte helt klarlagt. I allmänhet är effekten inte negativ men en fråga som lyfts är huruvida den positiva effekten kan kompensera för det bortfall av fiske som uppstår då det fiskefria området inrättas. Det finns dock så kallade modellstudier (ej fältstudier) som tyder på att ”exporten” av fisk från ett fiskefritt område kan vara tillräcklig för att kompensera för det fiskefria området (Halpern et al., 2010; Pelc et al., 2010). Det noteras dock att effekterna är svåra att beräkna och med säkerhet fastställa (Gårdmark et al., 2006; Hilborn et al., 2004).³

4.2 Fiskefria områden i Sverige

¹ Se Ballantine (2014) för en mer utförlig diskussion kring detta.

² Se Naturvårdsverket (2011), s. 18.

³ Se Florin et al. (2011) för en utförligare diskussion kring detta.

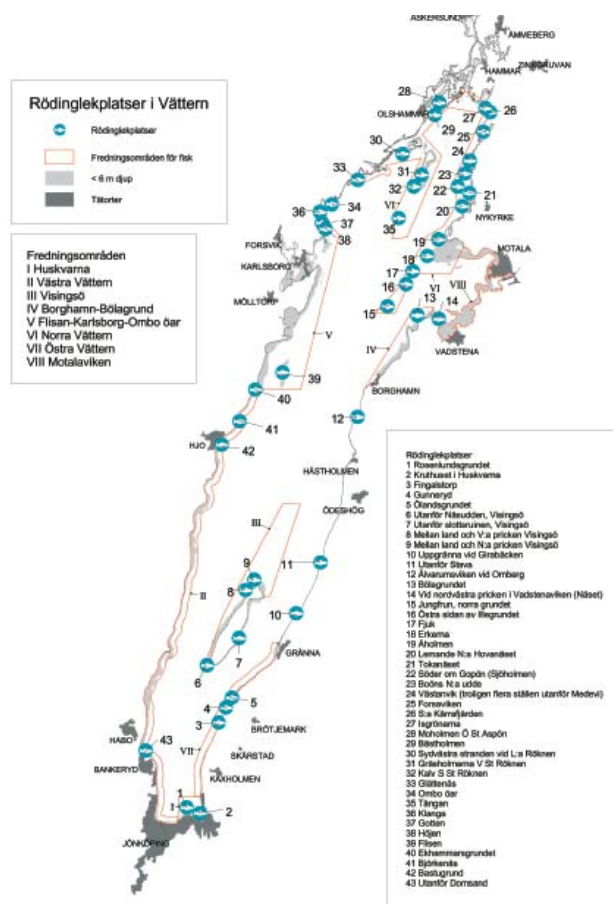
Fiskeriverket fick 2005 i uppdrag att föreslå områden med permanenta fiskeförbud för kustnära- och utsjöområden. Områdena skulle inrättas senast 2010 och utvärderas till 2015. Bakgrunden till detta var att uppnå de fiskevårdande syften som regeringen angivit i propositionen Svenska miljömål (2004/05:150). Målen var att minska risken för beståndskollaps, bygga fiskbestånd med diversifierad storleksfördelning och naturlig genetisk sammansättning, skydda andra naturvärden och fungera som referensområden för forskning och förvaltning. Fiskeriverket tolkade detta som att områden skulle inrättas med hänsyn till fiskevården och fiskets bedrivande. Det är även värt att notera att då det gäller utsjöområden krävs avtal med andra berörda länder. Ett exempel på detta är området i Kattegatt där ett avtal mellan Sverige och Danmark slutits för att inkluderas i lagstiftningen för fiskare med utgångspunkt i respektive land. Den bilaterala formen på detta innebär att fiskare med annan nationalitet inte innefattas av begränsningarna i fisket (i praktiken dock ett marginellt problem).

När det gäller yrkesfiske finns relativt detaljerad och trovärdig information kring aktivitet. Informationen kommer i allmänhet från loggböcker, fiskejournaler och satellitövervakning. För omfattningen och strukturen gällande fritidsfiske är informationen betydligt svårare att erhålla. Det bästa materialet kommer från enkätundersökningar som kan ge en indikation på det eventuella fisketrycket. I allmänhet kan kustnära fritidsfiske faktiskt stå för en stor del av fångsterna av vissa arter.

Det finns idag sju fiskefria områden i Sverige. Av dessa områden är ett i sötvatten medan de resterande finns i olika havsområden (tre i Västerhavet och tre i Östersjön). Nedan följer en kort genomgång av respektive område.

4.2.1 Vättern

Inrättades 2005 och innefattar tre områden om totalt ca 15 procent av Vätterns yta. I dessa områden råder totalt fiskeförbud hela året med undantag för kräftfiske med burar. Utöver dessa områden finns så kallade fredningsområden där fisket är begränsat under året och för vissa redskapstyper. Dessa områden är främst lokaliserade längs kuster/stränder (se kartan i figur 1). Syftet med de tre förbudsområdena är att minska fisketrycket för att öka bestånden av röding och sik. Det är samtidigt viktigt att notera att det alltså inte enbart finns fiskefria områden motsvarande 15 procent av ytan, utan att det även finns många fredningsområden med begränsat fiske i Vättern. Dessa områden motsvarar minst storleken på de fiskefria områdena. Resultat från tidigare uppföljande studier tyder på att bestånden svarat mycket positivt på de nya fiskeregleringarna. Fångsterna har ökat i allmänhet samtidigt som både täthet och storlek hos röding och öring har ökat succesivt.



Figur 1. Fiskefria områden i Vättern

Potentiella nyttor (värden) och kostnader av inrättandet av fiskefria områden i Vättern som måste ingå i en samhällsekonomisk kalkyl kan sägas vara följande:

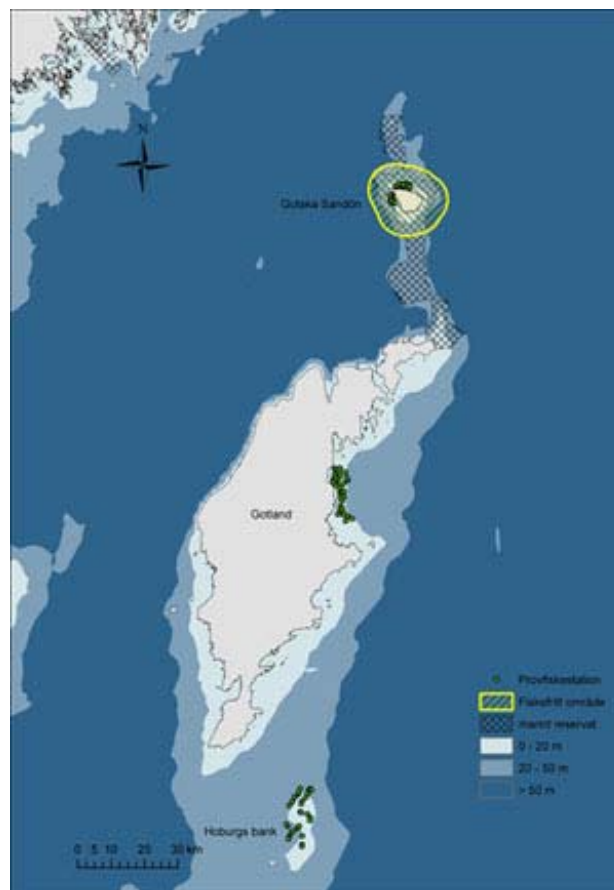
Potentiella värden: Framtida fångster av röding och sik när/om området öppnas igen för fiske.
Förbättrad fångst av röding och sik utanför det fiskefria området.
Eventuella ekosystemvärden.

Potentiella kostnader: Bortfall av fångster av röding och sik inom det fiskefria området.
Ökat fisketryck utanför det fiskefria området (under tiden för fiskeförbud) kan leda till försämrade fångster och ökad fiskeridödlighet.
Övervakningskostnader

4.2.2 Gotska Sandön

Inrättades 2006 och är Europas näst största fiskefria område (idag finns ett större område i Kattegatt) med en yta på 360 kvadratkilometer. Ett syfte med inrättandet av detta område var att utvärdera effekterna av just fiskeförbud på fiskbestånd. I detta sammanhang studerades även två referensområden; ett där fisketrycket var högt och ett där fisketrycket var mycket lågt (delvis

fredat område). Resultaten tyder på en positiv effekt på piggvar där även reproduktionspotentialen ökat, vilket tolkas som att fredningsområdet kan vara viktigt för ett livskraftigt piggvarbestånd. För skrubbskädda (plattfisk) är effekten inte lika tydlig men tätheten är högre än för referensområdena. För torsk ses ingen effekt av fredningsområdet men det bedöms väntat eftersom beståndet runt Gotland betraktas som en perifer del av det totala beståndet i Östersjön. Beståndet påverkas mer av vad som händer i andra ”delar” av beståndet. Området betraktas som unikt i mening att det är relativt opåverkat av mänsklig aktivitet och därför bedöms värdefullt ur referensperspektiv. Detta anses vara ett argument till fortsatt befrielse från fiske. (Florin et al., 2011)



Figur 2. Fiskefria områden runt Gotska Sandön

Potentiella nyttor (värden) och kostnader av inrättandet av fiskefria områden i Vättern som måste ingå i en samhällsekonomisk kalkyl kan sägas vara följande:

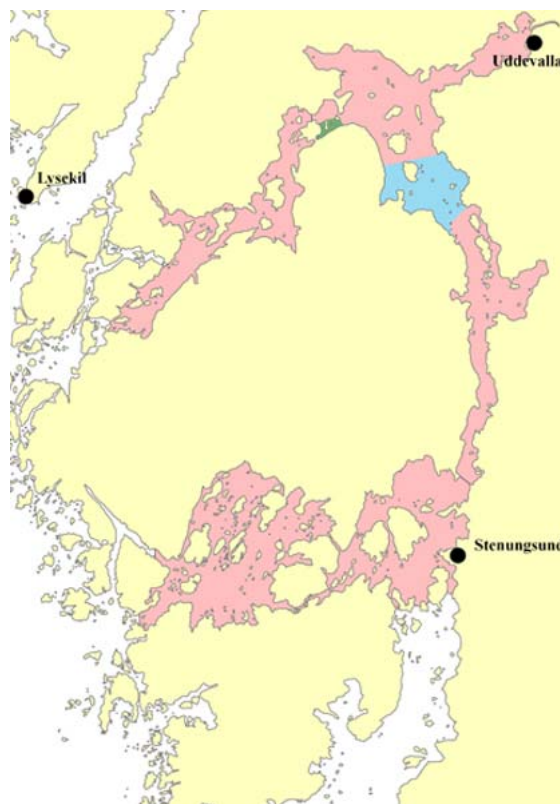
- Potentiella värden:**
- Framtida fångster av piggvar och skrubbskädda när/om området öppnas igen för fiske.
 - Förbättrad fångst piggvar och skrubbskädda utanför det fiskefria området.
 - Eventuella ekosystemvärden.

Potentiella kostnader: Bortfall av fångster av piggvar och skrubbskädda inom det fiskefria området.
Ökat fisketryck utanför det fiskefria området (under tiden för fiskeförbud) kan leda till försämrade fångst och ökad fiskeridödlighet.
Övervakningskostnader

4.2.3 Havstensfjorden

I början av 2010 inrättades detta fiskefria område i Bohuslän med syfte att skydda bestånden av piggvar, torsk och rödspotta. Historiskt har området varit mycket produktivt och haft stor betydelse för yrkes- och binäringsfisket när det gäller framförallt torsk och rödspotta. I dagsläget har tyvärr bestånden av bottenfisk och torskfiskar minskat till att vara mycket svaga. Inventeringar har dock visat att Havstensfjorden är särskilt viktigt eftersom ett litet lokalt bestånd av lekande torsk finns i området. Detta bestånd är alltså extra viktigt att skydda då det utgör en uppenbar resurs för en eventuell framtida ökning i bestånden. Uppföljningar sker regelbundet för att bevaka statusen för detta bestånd.

I det gröna området på kartan i figur 3 råder helt fiskeförbud, och i det blå råder fiskeförbud med undantag från handredskapsfiske från Orust och fastlandet. I det röda området råder selektivt fiskeförbud på torsk, kolja och bleka, och förbud för andra redskap än handredskap, skaldjursburar och musselskrapor.



Figur 3. Fiskefria områden i Havstensfjorden.

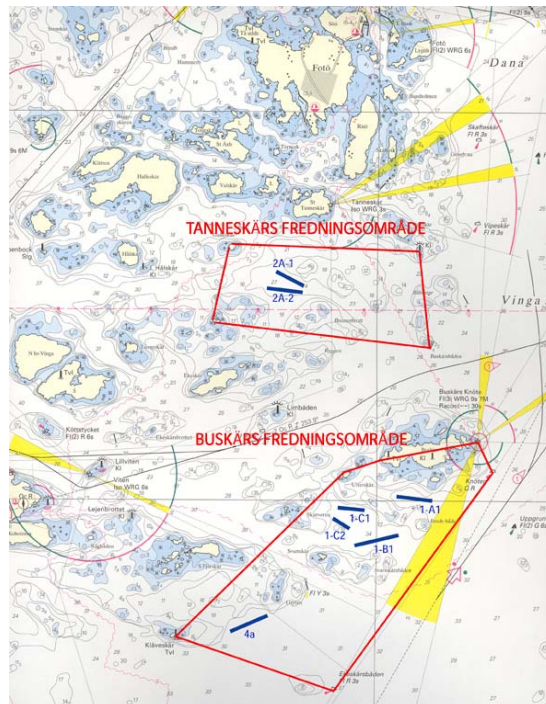
Potentiella nyttor (värden) och kostnader av inrättandet av fiskefria områden i Havstensfjorden som måste ingå i en samhällsekonomisk kalkyl kan sägas vara följande:

Potentiella värden: Framtida fångster av torsk, kolja, piggvar och rödspotta när/om området öppnas igen för fiske.
Förbättrad fångst torsk, kolja, piggvar och rödspotta utanför det fiskefria området.
Eventuella ekosystemvärden.

Potentiella kostnader: Bortfall av fångster av torsk, kolja, piggvar och rödspotta inom det fiskefria området.
Ökat fisketryck utanför det fiskefria området (under tiden för fiskeförbud) kan leda till försämrade fångster och ökad fiskeridödlighet.
Övervakningskostnader

4.2.4 Vinga

Vinga utanför Göteborg är ett fiskefritt område inrättat 2010 för att bygga upp ett hummerbestånd med fler och större individer. Avsikten är att det ska bidra till bättre rekrytering i omkringliggande områden via spridning av larver av god kvalitet och mängd. En utvandring förväntas också ske då tätheten ökar och tillgången på hummerhabitat blir en begränsande faktor inom området. För att skapa bättre farleder till Göteborg sprängdes i ett antal goda hummerområden i början av 2000-talet. Då skapades som kompensation sju konstgjorda hummerrev vid Tanneskär och Buskär. I dessa områden är allt hummerfiske förbjudet.



Figur 4. Fiskefria områden runt Vinga.

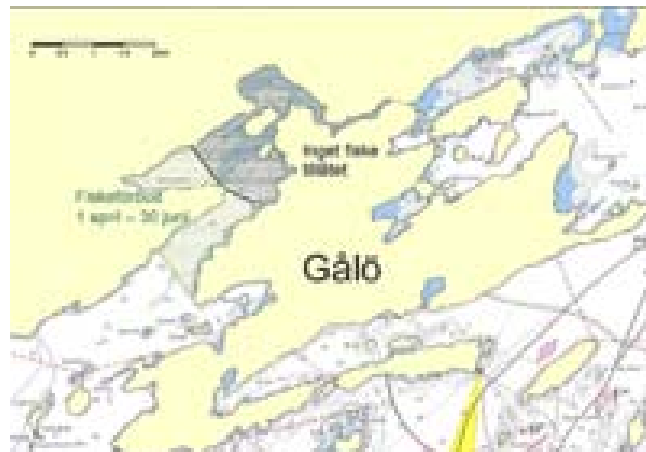
Potentiella nyttor (värden) och kostnader av inrättandet av fiskefria områden runt Vinga som måste ingå i en samhällsekonomisk kalkyl kan sägas vara följande:

Potentiella värden: Framtida fångster hummer när/om området öppnas igen för fiske.
Förbättrad fångst hummer utanför det fiskefria området.
Eventuella ekosystemvärden.

Potentiella kostnader: Bortfall av fångster hummer inom det fiskefria området.
Ökat fisketryck utanför det fiskefria området (under tiden för fiskeförbud) kan leda till försämrade fångst och ökad fiskeridödlighet.
Övervakningskostnader

4.2.5 Gålö

Detta område i Stockholms skärgård inrättades 2010 och innefattar Lännåkersviken innanför Gålö. Lännåkersviken är ett viktigt rekryteringsområde för gös, gädda och abborre, och det fiskefria området inrättades för att skydda dessa arter. Det råder totalt fiskeförbud i Lännåkersviken och i områdena utanför finns en buffertzon där fiskeförbud råder under lekperioden (april-juni). Bakgrunden och motivet till området är att det observerats en nedgång i fångsterna av gös, gädda och abborre i Östersjön. Nedgången tros bero på högt fisketryck, svag rekrytering och ökade bestånd av skarv och säl. För gösen är det sannolikt mest fisketrycket som är orsaken till beståndsminskningen. Gösen är attraktivt både för yrkes- och fritidsfisket. Fiskeförbudet gällde mellan 2010 och 2015 och effekterna av området kommer att utvärderas innan beslut om fortsatta åtgärder fattas.



Figur 5. Fiskefria områden runt Gålö.

Potentiella nyttor (värden) och kostnader av inrättandet av fiskefria områden runt Gålö som måste ingå i en samhällsekonomisk kalkyl kan sägas vara följande:

Potentiella värden: Framtida fångster gös, gädda och abborre när/om området öppnas igen för fiske.

Förbättrad fångst gös, gädda och abborre utanför det fiskefria området.

Eventuella ekosystemvärden.

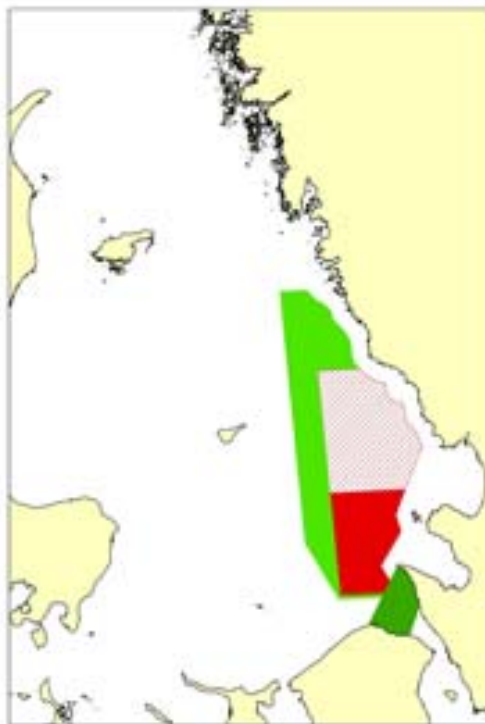
Potentiella kostnader: Bortfall av fångster gös, gädda och abborre inom det fiskefria området.

Ökat fisketryck utanför det fiskefria området (under tiden för fiskeförbud) kan leda till försämrade fångster och ökad fiskeridödlighet.

Övervakningskostnader

4.2.6 Södra Kattegatt

Totalt fiskeförbud i detta område inrättades 2009 och baserades på diskussioner mellan svenska och danska ansvariga ministrar. Bakgrunden var att det fanns ett missnöje kring hur förhandlingar genomfördes på EU nivå gällande fisket i Kattegatt. Den bakomliggande orsaken till fiskeförbudet var att torskbeståndet befann (befinner) sig i ett allvarligt läge. Kraftiga minskningar i rekryteringen sedan 70-talet, lekbestånd på historiskt låga nivåer och alltför hög fiskeridödlighet var sådant som kännetecknade torskbeståndet. Ett permanent stängt område ansågs reducera fiskeridödligheten och bidrar även till bättre förutsättningar för lek och rekrytering. Utvärderingar visar dock på fortsatta problem även om fiskeridödligheten minskat.



Figur 6. Fiskefria områden i Södra Kattegatt.

I det röda området råder permanent fiskeförbud. I det röda streckade området får endast redskap som inte fångar torsk användas och all trålning är förbjuden under perioden 1 januari till 31 mars. I det ljusgröna området får endast redskap som inte fångar torsk användas under perioden 1 januari till 31 mars, och i det mörkgröna området får endast redskap som inte fångar torsk användas under perioden 1 februari till 31 april.

Potentiella nyttor (värden) och kostnader av inrättandet av fiskefria områden i Södra Kattegatt som måste ingå i en samhällsekonomisk kalkyl kan sägas vara följande:

Potentiella värden: Framtida fångster torsk när/om området öppnas igen för fiske.
Förbättrad fångst torsk utanför det fiskefria området.
Eventuella ekosystemvärden.

Potentiella kostnader: Bortfall av fångster torsk inom det fiskefria området.
Ökat fisketryck utanför det fiskefria området (under tiden för fiskeförbud) kan leda till försämrade fångster och ökad fiskeridödlighet.
Övervakningskostnader

4.2.7 Storjungfrun/Kalvhararna

Området ligger i Söderhamns yttre skärgård och inrättades 2011. Bakgrunden var ett kraftigt minskat bestånd av havslekande sik. Utöver fisketryck tros även miljöförändringar och effekter av säl och skarv ha betydelse. Samtidigt med fredningsområdet införs en generell lekfredning för sik mellan 15 oktober och 30 november längs kusten i hela Gävleborgs län samt Älvkarlebys och Tierps kommun i Uppsala län. Rutan i kartan visar det fiskefria området, medan det råder fiskeförbud på sik under perioden 15 oktober till 30 november i det grå området.



Figur 7. Fiskefria områden i Storjungfrun/Kalvhararna.

Potentiella nyttor (värden) och kostnader av inrättandet av fiskefria områden i Storjungfrun/Kalvhararna som måste ingå i en samhällsekonomisk kalkyl kan sägas vara följande:

Potentiella värden: Framtida fångster sik när/om området öppnas igen för fiske.
Förbättrad fångst sik utanför det fiskefria området.
Eventuella ekosystemvärden.

Potentiella kostnader: Bortfall av fångster sik inom det fiskefria området.
Ökat fisketryck utanför det fiskefria området (under tiden för fiskeförbud) kan leda till försämrade fångst och ökad fiskeridödlighet.
Övervakningskostnader

4.3 Fiskefria områden relativt andra styrmedel

Förvaltningen av fiskevatten och fiskbestånd kan genomföras på många olika sätt beroende på syfte och kravställning. Utifrån ett biologiskt perspektiv är det mest direkta sättet att reglera fisket i olika dimensioner. Exempel på direkta regleringar kan vara fiskefria områden, regleringar relaterat till tidpunkt på året, art och fiskeredskap. Givet utformningen av just fiskefria områden måste de betraktas som ett totalstopp och därmed förbud för fiske. I termer av effektiva styrmedel förefaller det väldigt absolut. Exempelvis är det endast icke-användarvärden och eventuella ekosystemtjänster som ett fiskestopp (fiskefritt område) ger upphov till under den tid det existerar (mer om detta senare). I allmänhet torde ett totalstopp för fiske endast vara motiverat i de fall beståndet endast kan återhämtas (även bara ytterst lite) om fisket stoppas helt. I verkligheten är det rimligtvis så att även en liten minskning av fisket får effekter på bestånd etc., om än eventuellt väldigt små.

I princip skulle fisket kunna begränsas genom en avgift som reflekterar samhällets kostnad av att fisket bedrivs. Fiske skulle kunna ses som en aktivitet som ger upphov till externa effekter i termer av minskat bestånd och andra ekosystemtjänster. Den privata kostnaden för att fiska är lägre än samhällets kostnad för att du fiskar, vilket leder till en överkonsumtion (överfiske). Detta kan justeras med en avgift. I någon mening finns redan avgifter för fiske i form av fiskekort etc., men dessa är ofta generella och sällan utformade för att nå just detta mål utan snarare för att även ge intäkter till annan verksamhet relaterad till fiske och fiskevatten. I teorin skulle avgifter kunna designas så att de representerar de faktiska kostnaderna och då exempelvis vara differentierade beroende på art och fiskeredskap (om nu det har någon inverkan på beståndet). Ett uppenbart problem är dock efterlevnad och kostnad för kontroller.

4.4 Frågor som bör adresseras i en samhällsekonomisk analys

För vart och ett av de ovan beskrivna fiskefria områdena är det ett antal frågor som bör besvaras som del av en samhällsekonomisk analys.

1. Hur såg fördelningen mellan fritidsfiske och yrkesfiske ut i varje område för de aktuella arterna innan det fiskefria området inrättades?
2. Hur stora var fångsterna för dessa kategorier och för de aktuella arterna inom varje fiskefritt område året innan området inrättades?
3. Hur långt sprider sig dessa arter från vart och ett av de fiskefria områdena – dvs. hur långt bort sträcker sig de positiva populationseffekterna av varje fiskefritt område?
4. Flyttar yrkesfiske respektive fritidsfiske till andra områden som en följd av det fiskefria området, och i sådant fall i vilken utsträckning?
5. Hur länge planeras de fiskefria områdena vara inrättade – finns det en bortre tidsgräns?
6. Gäller fiskeförbudet i alla områden även för utländska yrkesfiskare? Om inte hur mycket fiskar de – dels före det fiskefria området inrättades och dels nu efter att det är inrättat?
7. Förekommer olagligt fiske inom området, och i sådant fall i vilken omfattning?
8. Hur stora är övervakningskostnaderna?

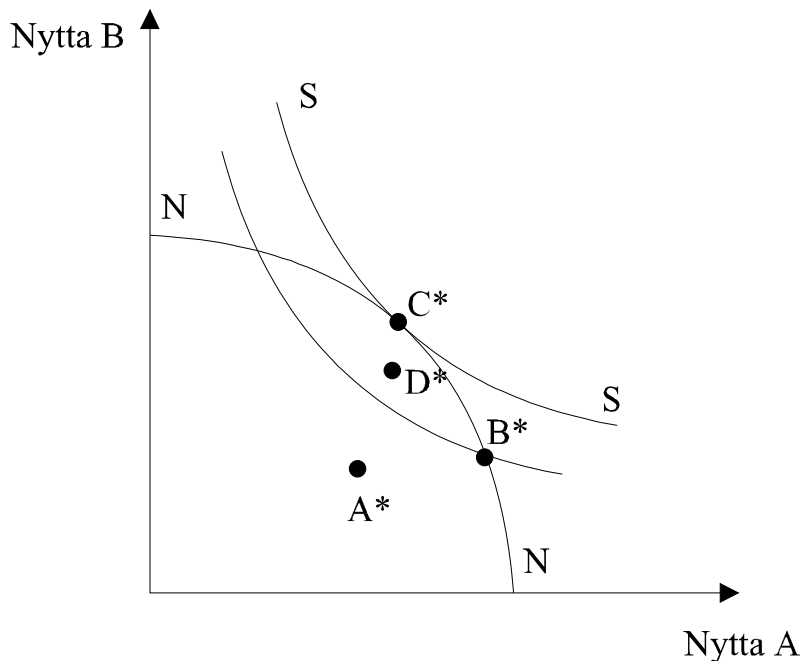
För att besvara dessa frågor krävs data och information av såväl biologisk/ekologisk art som av mer beteendemässig art.

5. Samhällsekonomisk effektivitet och effektivitetskriterier

I detta avsnitt ges en översiktlig och summarisk redogörelse för de teoretiska grunderna som en samhällsekonomisk analys vilar på.

5.1 Effektivitet och välfärdsekonomi

En närmare diskussion om effektivitet i användningen av resursen fisk för fritidsfiskebruk kräver först en genomgång av vad vi menar med effektivitet och i vilken mån marknadslösningar eller regleringar kan bidra till effektiva lösningar. Nationalekonomisk teori skiljer i allmänhet mellan tre typer av effektivitet; effektivitet i produktion, effektivitet i konsumtion samt total effektivitet. Effektivitet i produktionen innebär förenklat att vi inte kan öka produktionen av en nytthet utan att minska produktionen av en annan. Effektivitet i konsumtionen innebär att vi inte genom byten kan öka någons välfärd, eller nytta, utan att minska någon annans, vilket innebär att alla har samma marginella värdering av en viss nytthet. Total effektivitet innebär att produktionen är anpassad till individernas preferenser, dvs. att den marginella värderingen av en viss nytthet är lika med den marginella kostnaden för att producera den. Dessutom finns ett rättvisebegrepp, nämligen att fördelningen skall överensstämma med samhällets preferenser. Dessa typer av effektivitet samt rättvisebegreppet kan delvis illustreras i Figur 3 (se även Wibe, 1990).



Figur 8. Illustration till de nationalekonomiska effektivitetsbegreppen.

Figur 8 visar en ekonomi bestående av endast två individer (A och B) som båda söker maximera sin subjektivt upplevda välfärd, eller "nytta". Kurvan NN representerar "nyttomöjlighetsfronten", dvs. kombinationer av nytta för individ A och B när produktionen sker effektivt och både A och B har samma marginella värdering av alla nyttigheter som den lilla ekonomin tillhandahåller. Det är troligt att sambandet är konvext så att välfärds- eller nyttoökningar för individ A innebär tilltagande nyttominskningar för individ B. Kurvan SS representerar samhällets (d.v.s. i detta fall A:s och B:s gemensamma) preferenser för olika kombinationer av nytta för individ A och B, på så vis att kombinationer längs med SS ger samma välfärd, medan kombinationer över respektive under SS ger högre respektive lägre välfärd. Kurvan SS visar därmed alla nyttokombinationer för A och B som samhället anser rättvisa. Den konkava formen illustrerar att detta samhälle föredrar en relativt jämn välfärdsfördelning.

Antag att A^* är en marknadslösning. Här kan vi genom effektivitetsförbättringar i produktionen uppnå exempelvis punkten B^* , varvid vi kan öka nyttan för båda individerna samtidigt. Vid punkten B^* har vi effektivitet i produktion och konsumtion, eftersom vi befinner oss på "nyttomöjlighetsfronten". Av alla möjliga punkter på denna front är emellertid C^* den som ger störst välfärd, eftersom den överensstämmer med den önskvärda välfärdsfördelningen, dvs. den uppfyller rättvisevillkoret. Figuren illustrerar också att effektivitet är otvetydigt önskvärd endast om rättvisan också blir större. Se nämligen på punkten D^* , som inte uppfyller önskemålet om effektivitet i produktionen, men ändå ger större social välfärd än punkten B^* . Skulle C^* av någon anledning inte vara möjlig att nå, föredras därför D^* framför B^* . Med andra ord, ibland kan det vara rationellt av samhället att välja att vara ineffektivt av rättviseskäl – ett faktum som dock ofta glöms bort i debatten. I realiteten är alltså effektivitet och rättvisa nära sammankopplade, men vi kommer fortsättningsvis endast att diskutera effektivitet, dvs. hur vi kan använda marknads- eller regleringslösningar för att närma oss fronten NN.

Även om historien onekligen talar för marknadsekonomi som grund för den ekonomiska organisationen krävs ett flertal förutsättningar för att den skall vara optimal i alla situationer, vilket nämndes inledningsvis. När någon av dessa förutsättningar saknas kan marknadslösningen i vissa fall vara mindre lyckad för att åstadkomma en effektiv resurshushållning. Vi talar då om ett marknadsmisslyckande.

5.2 Marknadsmisslyckanden

Marknadsmisslyckanden kan grovt delas upp i tre huvudgrupper:

1) Stordriftsfördelar

Som vi noterade tidigare är ett av effektivitetsvillkoren att den marginella värderingen av varje nytthet är lika med marginalkostnaden för att producera den. Om det finns stordriftsfördelar undermineras förutsättningarna för detta effektivitetsvillkor. Eftersom denna typ av marknadsmisslyckande inte är särskilt relevant när det gäller fritidsfiske lämnar vi det därhän.

2) Externa effekter och kollektiva varor

Det tidigare nämnda effektivitetsvillkoret att den marginella värderingen av en nytthet skall överensstämma med marginalkostnaden för att producera den förutsätter att den privatekonomiska kostnaden överensstämmer med den samhällsekonomiska. I de fall produktion eller konsumtion av en nytthet påverkar någon annan individs eller företags möjlighet att producera eller konsumera utan att någon ersättning eller kompensation föreligger så kommer privatekonomisk och samhällsekonomisk kostnad att skilja sig åt – en så kallad extern effekt uppstår. Denna påverkan kan vara såväl positiv som negativ. Sålunda är exempelvis övergödning i sjöar orsakad av jordbrukets verksamhet en negativ extern effekt på fritidsfisket. Insikten att negativa externa effekter involverar samhällsekonomiska kostnader innebär att *i den utsträckning* förändringar i exempelvis jordbruket ger utrymme för att ökat fritidsfiske, *kan* restriktioner ge en samhällsekonomisk effektivitetsförbättring.

Ett annat relevant exempel på en negativ externalitet är effekten av fiske på andra fiskare. I detta sammanhang har begreppet ”allmänningarnas tragedi” blivit en metafor för situationer där en förnyelsebar resurs som fisk överutnyttjas eftersom gemensamma överenskommelser om att begränsa nyttjandet inte kan komma till stånd. Att överenskommelser inte kommer till stånd kan exempelvis bero på att antalet aktörer är för många, nya aktörer hela tiden strömmar till, eller på grund av att överenskommelser hela tiden bryts. Andra externa effekter av fritidsfiske kan vara att upplevelsen och sannolikheten för fångst påverkas av andras fiske.

3) Osäkerhet och ofullständig information

Under denna kategori ryms de marknadsmisslyckanden som hänför sig till det faktum att en producent eller konsument inte har fullständig information om förhållanden på en delmarknad i nutid eller i framtiden. Inte heller denna typ av marknadsmisslyckande är särskilt relevant när det gäller fritidsfiske varför vi lämnar det därhän.

Sammanfattningsvis kan man säga att en reglering bör motsvaras av ett behov som sprungit ur ett marknadsmisslyckande. I enlighet med detta kan inrättandet av ett fiskefritt område motiveras av att fritidsfisket utsätts för samhällsekonomiska kostnader på grund av externa effekter, exempelvis på grund av att övergödning försämrar tillväxten i fiskepopulationerna. Men en reglering kan också motiveras mot bakgrund av överfiske, vilket i sin tur beror på en allmänningarnas tragedi situation.

5.4 Effektivitet och samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar

Som tidigare nämnts blir nyttan högre för båda de personer som utgör den lilla ekonomin i Figur 5.1 om vi går från lösningen A* till B*. Denna önskvärda möjlighet till effektivitetsförbättring är emellertid i verkligheten sällan förekommande. I realiteten involverar förändringar både ”vinnare” och ”förlorare”, där ett exempel från Figur 5.1 kan vara en förändring från punkten B* till punkten C*. Ekonomer använder sig i dessa situationer av det så kallade ”Kaldor-Hicks kriteriet” som, något förenklat, säger att förändringen är samhällsekonomiskt motiverad om ”vinnarna” vinner mer än ”förlorarna” förlorar – dvs. ”vinnarna” skulle *potentiellt* kunna kompensera ”förlorarna”. Detta kriterium har i praktiken blivit en teoretisk hörnsten bakom samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar, på engelska betecknat cost-benefit analysis (CBA). Fortsättningsvis kommer den engelska förkortningen att användas i brist på lämplig svensk förkortning.

Ett av problemen med resonemanget finns i det faktum att det endast krävs en *potentiell* kompensation för att en förändring skall passera Kaldor-Hicks-kriteriet. Ofta är det komplicerat och kostsamt att identifiera ”vinnarna” och avkräva dem deras betalningsvilja så att ”förlorarna” kan kompenseras, och i realiteten tenderar vi att få betala denna typ av anpassningar kollektivt via exempelvis ”skattsedeln”.

Ett annat problem med Kaldor-Hicks-kriteriet som bör hållas i minnet, är att utfallet av dess användning starkt beror på den rådande inkomstfördelningen i samhället. Den relevanta måttstocken i denna typ av samhällsekonomiska analyser är egentligen individens ”nytta”, eller välfärd. Nyttan för respektive individ är också måttstocken på axlarna i Figur 5.1. I praktiken kan vi inte mäta nytta och mäter då i istället ”nytta” med en monetär skala. Detta förfarande är emellertid inte helt oproblematiskt eftersom exempelvis betalningsviljan för en miljöförbättring inte bara beror på preferenserna för denna miljöförändring, utan även på betalningsförmågan.

Till sist bör även problemen med *ceteris paribus* antagandet vid denna typ av övergripande analyser nämnas. De allra flesta samhällsekonomiska analyser av förändringar i användandet

av en naturresurs (som fiske) studerar ett eller två problem i taget. I dessa studier antas implicit *ceteris paribus* – allt annat lika – d.v.s. att ekonomin i övrigt inte påverkas.

6. Samhällsekonomisk kostnads och intäktsanalys av fiskefria områden

Genomförandet av en CBA på inrättandet av ett visst fiskefritt område bör följa en stegvis procedur. I detta avsnitt går vi igenom vilka steg proceduren kan bestå av. Utföraren av CBA:n kan använda stegen som en checklista. Den stegvisa proceduren underlättar också planeringen av en CBA genom att visa det behov som den som utför CBA:n har av samarbete med andra experter, t.ex. fiskeekologer, och med aktörer som berörs av det projekt som CBA:n gäller.

Som en sammanfattning listas nedan de steg som beskrivs i mer detalj senare i avsnittet. Vissa steg är likartade med Naturvårdsverkets nuvarande vägledning för samhällsekonomisk konsekvensanalys (NV, 2003), men det finns också viktiga skillnader beträffande exempelvis ekologiska utgångspunkter (steg 5) och beräkningsregler (steg 8).

1. Problemformulering som ger en bakgrund till det projekt som utvärderas med CBA. Här förklaras exempelvis det större sammanhanget bakom behovet av det aktuella fiskefria området och vilket marknadsmisslyckande som inrättandet är tänkt att bidra till att lösa.
2. Syftesformulering som preciserar syftet med det fiskefria området. En sådan precisering kan bidra till att hitta eventuella konflikter med andra samhällsproblem.
3. Beskrivning och motivering av referensalternativet, dvs. det alternativ mot vilket inrättandet av det fiskefria området ska jämföras. Vad händer om vi avstår från att inrätta det aktuella fiskfria området?
4. Identifiering och beskrivning av det fiskefria området i tid och rum, dvs. hur länge det fiskefria området kommer att vara inrättat och dess geografiska omfattning.
5. Identifiering av konsekvenser av det fiskefria området i förhållande till referensalternativets konsekvenser. Här behövs hjälp av olika former av expertis, framförallt fiskeekologisk expertis för att identifiera konsekvenser inrättandet av det fiskefria området.
6. Sammanställning av projektets konsekvenser.
7. Kontrollstation. Efter sammanställningen i steg 6 kan en bedömning göras om konsekvenserna tyder på att det fiskefria området är rimligt definierat geografiskt och tidsmässigt med tanke på det marknadsmisslyckande som inrättandet avser att lösa, eller om det behöver justeras.
8. Beräkning av det fiskefria områdets nyttor och kostnader, dvs. uttryck i mesta möjliga mån de sammanställda konsekvenserna monetärt.

9. Fördelningsanalys som studerar hur effekterna av det fiskefria området fördelar sig mellan olika grupper i samhället, kanske framförallt geografiskt. Utförs i mån av om data och resurser tillåter.
10. Känslighetsanalys som studerar hur CBA-resultaten påverkas av ändrade förutsättningar för beräkningarna och beskriver graden av osäkerhet i resultaten. Utförs i mån av om data och resurser tillåter.
11. Slutsatser. Sammanfatta resultaten från steg 8-10 och återkoppla till sammanställningen från steg 6 för att bedöma om de konsekvenser som inte har kunnat monetariserats påverkar slutsatserna. Bedöm slutligen projektets samhällsekonomiska lönsamhet.
12. Om det fiskefria området bedöms vara samhällsekonomiskt olönsamt kan ett avslutande steg bestå i att utvärdera vilka förändringar i projektet som eventuellt skulle kunna vända förlusten till en vinst.

Det som eftersträvas i den samhällsekonomiska analysen är en beräkning av nuvärdet av nyttor respektive kostnader. Strukturen som illustreras i figur 6.1 är en enkel illustration av att beräkningen förutsätter kunskap om olika nyttors och kostnaders storlek och om tidpunkterna för när dessa nyttor och kostnader infaller. Med ledning av detta kan nettonuvärdet beräknas. För fördelningsanalysen i steg 9 krävs vidare att nyttor och kostnader kan sorteras utifrån vilka aktörer som får nyttor och vilka som drabbas av kostnader.

Nettonuvärdet (NNV) för ett projekt kan allmänt skrivas som:

$$NNV = \sum_{t=0}^T \frac{1}{(1+r_t)^t} (N_t - K_t) \quad (1)$$

där N_t och K_t är nyttor i kronor respektive kostnader i kronor i tidsperiod t (vanligen år) av att genomföra projektet, r_t är diskonteringsräntan i tidsperiod t och T är tidshorisonten. En real diskonteringsränta används om kostnader och nyttor uttrycks i fasta priser, och en nominell diskonteringsränta används om kostnader och nyttor uttrycks i löpande priser. Se exempelvis Just et al. (2004, kapitel 14), Johansson och Kriström (2012, kapitel 4) och de Rus (2010) för en diskussion kring val av diskonteringsränta vid en samhällsekonomisk analys.

I det fall NNV är större än noll är inrättandet av det fiskefria området en samhällsekonomiskt lönsam åtgärd - ju större positivt värde desto bättre är projektet ur samhällsekonomisk synvinkel. Kom ihåg att beräkningen av nyttor och kostnader, och därmed NNV, alltid sker i förhållande till referensalternativet. Tolkningen av "bättre" är alltså alltid relativt referensalternativet.

Låt oss använda detta steg-för-steg förfarande för att analysera inrättande av fiskefria områden som generell åtgärd.

6.1 Problem- och syftesformulering

Vilket är det marknadsmisslyckande som fiskefria områden är tänkt att lösa? Som konstaterades i avsnitt 3, omgärdas fritidsfisket av en omfattande lagstiftning. I princip borde därför en välinformerad reglerande myndighet kunna kontrollera den årliga fångsten så att samhällsnyttan maximeras. Om den årliga fångsten är anpassad för att optimera samhällsnyttan borde ett fiskefritt område vara överflödigt. Så varför skulle ett fiskefritt område behöva inrättas? Anledningen måste sökas i brist på kontroll av den årliga fångsten, antingen för att för många fiskekort har sålts – vilket i sin tur kan bero på fiskeekologiska felbedömningar, på grund av att fisket är fritt i ett visst område vilket lett till överfiske, eller på grund av att externa effekter från andra sektorer, exempelvis utsläpp av föroreningar, lett till minskad tillväxt i fiskepopulationerna. Här ligger problemet och i en sådan situation kan en reglering i form av ett fullständigt temporärt moratorium på fiske i ett visst område leda till en ökad nytta av fritidsfisket i framtiden – åtminstone är det avsikten.

Därutöver måste syftet med det fiskefria området preciseras för att dess konsekvenser ska kunna identifieras och för att dessa konsekvenser ska kunna värderas monetärt. Steget att gå från en bredare problemformulering till en smalare syftesformulering ger också möjlighet att uppmärksamma eventuella konflikter med att lösa andra samhällsproblem. Framförallt bör syftesformuleringen klargöra under vilka omständigheter ett fiskefritt område kan vara en åtgärd som man överväger. Annorlunda uttryckt, när är fiskbestånden och/eller fiskfångsterna så dåliga att ett fiskefritt område övervägs?

6.2 Referensalternativ

Referensalternativet handlar om det handlingsalternativ mot vilket det fiskefria området skall bedömas. Vanligen formuleras referensalternativet som lika med den situation som uppkommer om det fiskefria området *inte* inrättas, dvs. vad som ofta kallas för ”nollalternativet” eller ”business as usual”. Referensalternativet bör beskrivas noga och motiveras, eftersom valet av referensalternativ påverkar resultatet av en CBA. Det är även viktigt att ställa sig frågan om det är realistiskt att anta ”business as usual” i den meningen att ingen annan reglering införs för att åtgärda problemet om man avstår från att inrätta det fiskefria området.

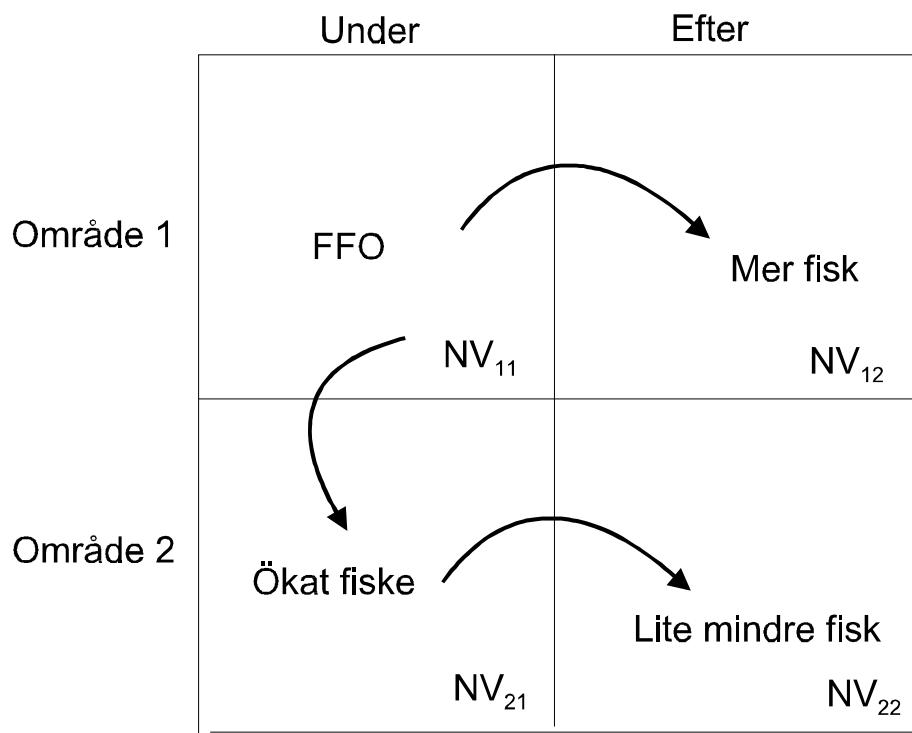
Det fiskefria områdets omfattning

Nästa steg är att klargöra den tidsmässiga och geografiska omfattningen på det fiskefria området. Ett välutvecklat samarbete med olika typer av expertis, såväl fiskeekologisk som samhällsekonomisk och juridisk, är nödvändigt. Det krävs även tillräcklig tid för samråd med beslutsfattare och berörda grupper för att definiera en tidsmässig och geografisk omfattning på det fiskefria området som i praktiken faktiskt kan uppnå sitt syfte.

6.3 Konsekvenserna av det fiskefria området

Detta steg handlar om att identifiera konsekvenser av det fiskefria området för människor/samhället, exempelvis i form av dess påverkan på fritidsfisket på den period som det fiskefria området är inrättat och efter. Identifieringen av konsekvenser görs i förhållande till referensalternativets konsekvenser.

Klart är att en analys av ett fiskefritt område kommer att ha effekter även utanför det avlysta området. Fritidsfiskare, liksom konsumenter på en marknad, anpassar sig till förändringar i utbudet som i detta fall utgörs av utbudet av fiskevattnet. Konsekvenserna av ett fiskefritt område kan principiellt beskrivas som i figur 9.



Figur 9. Illustration av de temporala och rumsliga effekterna av ett fiskefritt område, FFO.

Figur 9 utgår från två områden, område 1, där det fiskefria området övervägs, och område 2, vilket betecknar alla angränsande områden som fritidsfiskare kan tänkas välja som substitut till område 1. Avgränsningen av område 2 bestäms dels av substitutionselasticiteten, dvs. i vilken utsträckning antalet fiskedagar i ett angränsande område till område 1 ökar på grund av avlysningen av område 1, dels av de rumsliga populationseffekterna, dvs. hur långt bort spridningseffekterna sträcker sig. Vad gäller den första effekten är det ena (högst osannolika) extremfallet att de fritidsfiskare som fiskat i område 1 inte alls kommer att öka sitt fiske i andra områden. I det andra (lika osannolika) extremfallet motsvaras frånfallet av fiskedagar i område 1 av lika stora ökningarna i angränsande områden. Den andra effekten beror på hur långt fiskepopulationerna vandrar från det fiskefria området. Den verkliga rumsliga effekten blir därför svår att teoretiskt uttala sig om, utan måste undersökas empiriskt från fall till fall.

Inrättandet av ett fiskefritt område har även temporala effekter, både i område 1 och område 2. I figur 9 har den temporala effekten kraftigt förenklats genom att den indelas i endast två tidsperioder, *Under* tiden som det fiskefria området är inrättat, och *Efter* att fiske tillåts igen i det fiskefria området. Naturligtvis beror både de rumsliga och temporala effekterna på hur länge det fiskefria området är inrättat. I vissa fall kan det fiskefria området vara permanent, vilket grafiskt i figuren innebär att den övre högra rutan försvinner. Den nedre högra rutan kan dock fortfarande visa vad som händer utanför det fiskefria området över tiden. I område 1 faller fritidsfisket (och tillhörande samhällsekonomiska värden) ifrån under perioden som det fiskefria området är inrättat, medan förväntningen är att fisket skall förbättras när det fiskefria området åter öppnas för fritidsfiske. I område 2, dvs. alla angränsande områden som fritidsfiskare kan tänkas välja som substitut, kommer fritidsfisket (och tillhörande samhällsekonomiska värden) att öka så länge det fiskefria området är inrättat, på grund av substitutionseffekter, men även på grund av att det fiskefria området fungerar som ett skyddat lek- och ynglingsområde (gäller inte om det fiskefria området är en isolerad sjö). Det ökande fisket utanför det fiskefria området, som följer av substitutionseffekterna, kan emellertid förväntas få en negativ dynamisk effekt på fiskepopulationerna i dessa fiskevatten, vilket kan leda till minskade fångster på sikt.

6.4 Sammanställning av effekter

Som figur 9 visar betecknar NV_{11} nettonuvärdet av fritidsfiske under perioden som det fiskefria området är inrättat, medan NV_{21} betecknar motsvarande nettonuvärde i angränsande områden. NV_{12} betecknar nettonuvärdet av fritidsfiske efter att fiske tillåts igen i det fiskefria området, medan NV_{22} betecknar motsvarande nettonuvärde i angränsande områden. Notera att alla dessa nettovärden involverar flera perioder och därför beräknade genom nuvärdesdiskontering (mer om detta senare).

För att kunna skatta storleken på dessa nettonuvärden behövs följande information:

- En uppskattning av de dynamiska effekterna på fiskpopulationen i det fiskefria området, och vad det innebär för framtida fångster om det fiskefria området öppnas för fiske i framtiden.
- En uppskattning av rumsliga fiskepopulationseffekter av inrättandet av det fiskefria området på angränsande områden och vad det innebär för fångsterna i dessa områden.
- En uppskattning av substitutionseffekterna – dvs. vad gör de som tidigare fiskat i det fiskefria området?
- En uppskattning av fiskepopulationseffekterna i angränsande substitutområden som en följd av förändringar i fisketrycket.
- En efterfrågemodell som kan användas för att värdera förändringar i fiskedagar och fångster.

Sammanfattningsvis blir nettonuvärdet i frånvaro av det fiskefria området:

$$NV(Ej_FFO) = NV_{11}(Ej_FFO) + NV_{12}(Ej_FFO) + NV_{21}(Ej_FFO) + NV_{22}(Ej_FFO) \quad (2)$$

Medan nettonuvärdet med ett fiskefritt område i område 1 är:

$$NV(FFO) = NV_{12}(FFO) + NV_{21}(FFO) + NV_{22}(FFO) \quad (3)$$

Notera att nettonuvärdet av område 1 under perioden som det fiskefria området är inrättat är lika med noll. Skillnaden blir nu:

$$NV(FFO) - NV(Ej_FFO) = NV_{12}(FFO) - NV_{12}(Ej_FFO) + NV_{21}(FFO) - NV_{21}(Ej_FFO) + NV_{22}(FFO) - NV_{22}(Ej_FFO) - NV_{11}(Ej_FFO) \quad (4)$$

Eller:

$$NV(FFO) - NV(Ej_FFO) = \Delta NV_{12} + \Delta NV_{21} + \Delta NV_{22} - NV_{11} \quad (5)$$

där Δ står för skillnaden.

Eftersom förväntningen är att fisket skall förbättras när det fiskefria området åter öppnas för fritidsfiske kan ΔNV_{12} förväntas vara positivt. Vidare, på grund av den ovan nämnda "överspillningseffekten" kan ΔNV_{21} också förväntas vara positivt. Men på grund av minskade fångster på sikt kan ΔNV_{22} förväntas vara negativt.

Beslutsregeln blir då att om vi bortser från andra värden än de som är direkt relaterade till fritidsfiske är det fiskefria området samhällsekonomiskt lönsamt om:

$$\Delta NV_{12} + \Delta NV_{21} > NV_{11} - \Delta NV_{22} \quad (6)$$

Det vill säga om det positiva nettonuvärdet av ökat fritidsfiske i angränsande områden under perioden som det fiskefria området är inrättat, plus det positiva nettonuvärdet av ökat fritidsfiske efter att det fiskefria området åter öppnas för fritidsfiske överväger bortfallet av fritidsfiske under FFO-perioden, samt de dynamiska effekterna av det ökande fisket i angränsande områden.

Förutom att detta sätt att strukturera den samhällsekonomiska analysen ger den sammanvägda beslutsregeln ovan så tillhandahåller den en rumslig och tidsmässig uppdelning av de samhällsekonomiska nyttorna, vilket torde vara av intresse.

6.5 Beräkning av kostnader och nyttor

I detta steg ska projektets nyttor och kostnader beräknas, dvs. de sammanställda konsekvenserna ska i mesta möjliga mån uttryckas i monetära termer. Vidare bör osäkerheten i de aktuella konsekvenserna beskrivas. Bedömningen av vilka konsekvenser som sannolikt är dominerande respektive obetydliga kan användas som hjälp för prioriteringen i arbetet med att monetarisera. Förekomsten av inflation gör att det finns en skillnad mellan nominella monetära belopp (rörliga priser) och reala monetära belopp (fasta priser). För de senare har effekten av inflation rensats bort med hjälp av exempelvis konsumentprisindex. Det vanliga är att kostnader och nyttor uttrycks i fasta priser i en CBA.

Alla nettovärden, N_{ij} , där område $i = 1, 2$; och period $j = 1, 2$, avser mer än ett år, vilket innebär att de måste beräknas genom nuvärdediskontering. Detta betyder att exempelvis NV_{11} kan uttryckas som:

$$N_{11} = \sum_{t=1}^{T_1} \frac{V_{1t} - K_{1t}}{(1+r)^t} \quad (7)$$

där V_{1t} är värdet i område 1 under år t , medan K_{1t} är kostnaden i område 1 under år t . Vidare är T_1 antalet år som det fiskefria området är inrättat, medan r är diskonteringsräntan. På motsvarande sätt kan NV_{12} uttryckas som:

$$N_{12} = \sum_{t=T_1}^T \frac{V_{1t} - K_{1t}}{(1+r)^t} \quad (8)$$

där T är antalet år efter den fiskefria periodens avslut som den samhällsekonomiska analysen ska omfatta.

I detta skede måste flera faktorer klargöras. Det första avser T_1 och T , dvs. hur många år som det fiskefria området skall vara inrättat, samt den totala tidshorisonten för analysen. Allmänt gäller att en CBA undersöker värden och kostnader med en policy över långa tidsperioder. Den period under vilken värden och kostnader bedöms kallas tidshorisonten eller tidsramen. Det är viktigt att komma ihåg att tidshorisonten för en CBA kan ha en avgörande effekt på dess resultat. En alltför snäv tidsram kan minska nuvärdet av ett projekt genom att bortse från framtida värden av exempelvis ett fiskefritt område, medan en alltför lång tidshorisont kan överskatta nettovärdet om effekten av det fiskefria området avtagit. En tidshorisont bör väljas i nära samarbete med fiskeekologer som omfattar alla viktiga värden och kostnader som kan bli följden av det fiskefria området, samtidigt som hänsyn måste tas till hur långt in i framtiden man rimligen kan förutsäga effekterna av det fiskefria området. Tiden efter det fiskefria området åter öppnas för fritidsfiske, dvs. $T - T_1$, brukar kallas uppföljningsperioden.

Ett annat viktigt val gäller diskonteringsräntan. Varje projekt, så även ett fiskefritt område, ger värden och kostnader i framtiden och dessa måste räknas om till vad de är värda idag. En real diskonteringsränta skall användas om kostnader och värden uttrycks i fasta priser, och en nominell diskonteringsränta används om kostnader och värden uttrycks i löpande priser. Vidare

antas vanligtvis i ekonomiska modeller att diskontering sker med en konstant diskonteringsränta, dvs. hur jag värderar 100 kronor idag i förhållande till hur jag värderar samma summa imorgon motsvarar hur jag värderar 100 kronor om 365 dagar i förhållande till hur jag värderar samma summa om 366 dagar.

De flesta människor sätter ett högre värde på att få 100 kr idag, jämfört med att få 100 kr om 10 år. Denna "otålighet" är ett grundläggande motiv till diskontering. Att "inte diskontera" innebär att varje krona tilldelas samma värde, oavsett om kronan utfaller om 1, 5, 10, 100, 1000 eller 10000 år. Ett projekt som ger en värde på +1 kr om ett år kommer då att förkastas till förmån för ett projekt som ger 1 kr och 1 öre i vinst om 10000 år, vilket intuitivt är orimligt. Varje val av diskonteringsränta, inklusive valet att "inte diskontera" (räntan sätts till noll), innebär dock att vi väger olika generationers nytta mot varandra. Det finns dock inget invändningsfritt sätt att göra denna avvägning. Det är dock viktigt att förstå att varje diskonteringsränta, inklusive noll, innebär att man har valt en viss avvägning av nutida och framtida nyttor.

Experiment med såväl människor som andra djur indikerar att vi är tålmodigare när tidshorisonten är lång än när den är kort (Weitzman, 1998), vilket skulle indikera att diskonteringsräntan borde vara lägre för långsiktiga projekt än för kortsiktiga. En intressant lista på rekommenderade kalkylräntor vid bedömning av offentliga projekt som tar hänsyn till detta har publicerats av den brittiska regeringen (Cairns, 2006). Baserat på dessa rekommendationer skulle 3,5 % vara lämpligt för en tidshorisont på 0-30 år, medan 3 % vore lämpligt om horisonten är 31-50 år.

6.6 Fördelningsanalys

En fördelningsanalys innebär att man studerar hur konsekvenserna av ett projekt fördelas sig mellan olika grupper i samhället. En sådan fördelningsanalys bör även ta hänsyn till de konsekvenser som inte kan monetäriseras.

En intressant kritik mot CBA bygger nämligen på tanken att analysen missgynnar låginkomsttagare därför att intäkterna ofta mäts som betalningsvilja (mer om begreppet betalningsvilja senare). Normalt innebär en högre inkomst en högre betalningsvilja, vilket innebär att "den rikes" röst väger tyngre än den fattiges (enligt det konventionella Kaldor-Hicks kriteriet). I en samhällsekonomisk analys av fiskefria områden bör vi därför även ägna tid åt frågan "för vem?", dvs. vilka grupper i samhället vinner respektive förlorar på ett fiskefritt område. Erfarenheten visar att offentliga åtgärder oftast innebär fördelar för vissa, men nackdelar (i vissa fall stora nackdelar) för andra. Dessa så kallade fördelningseffekter är viktiga att belysa i en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning, men möjligheterna att göra det beror ofta på datakvalitet.

6.7 Känslighetsanalys

Lönsamhetsstudier måste göra antaganden och använda sig av beräkningar för att beräkna de förväntade kostnaderna och nyttorna med en viss policy, som exempelvis ett fiskefritt område. Men vad händer om dessa antaganden och uppskattningar visar sig vara felaktiga? En viss grad av osäkerhet är inneboende även i den mest rigorösa CBA. Effekterna av en åtgärd som ett fiskefritt område kan vara svåra att mäta eller förutsäga, och värdet av dessa effekter kan vara svårt att mäta monetärt. Känslighetsanalys är en teknik som kan användas för att undersöka graden av osäkerhet i en CBA och hur det påverkar studiens resultat.

Syftet med känslighetsanalys är att undersöka hur resultaten i en CBA påverkas om förutsättningarna för beräkningarna förändras, inklusive eventuell osäkerhet i definitionen av referensalternativet. På så sätt kan det bedömas hur robusta resultaten är. Detta kan spela stor roll för vilken slutsats som är rimlig att dra av analysen. Den enklaste formen av känslighetsanalys är att undersöka hur storleken på nettovärdet påverkas av att anta ett alternativt (eller flera alternativa) värde för någon av de parametrar som ligger till grund för beräkningen. Om man bara har osäkerhet i en parameter, t.ex. diskonteringsräntan, så kan man på detta sätt direkt och enkelt beräkna och visa hur resultatet påverkas av osäkerheten.

Bästa och värsta tänkbara scenarier kan användas för att fastställa övre (bästa-fall) och lägre (värsta-fall) gränserna för resultatet av en CBA. För att utföra en bästa-fall-analys, använd de mest optimistiska antaganden om resultatet av ett fiskefritt område; för värsta-fall scenariot, använd de minst optimistiska antagandena.

7. Hur kan nyttan av och kostnader med införandet av fiskefria områden värderas?

7.1 Bakgrund

Samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar är nödvändiga då samhället har begränsade resurser och därför måste prioritera mellan olika handlingsalternativ. När det gäller nyttan av ”varor” som exempelvis rekreation, biodiversitet och fritidsfiske är de i många fall att betrakta som ”kollektiva” eftersom individer i allmänhet inte kan bli exkluderade från användningen av dem. Inte heller kan man bli exkluderad från eventuella förbättringar eller försämringar i upplevelsen av dem via exempelvis föroreningar. Dessa typer av nyttigheter är i de flesta fall inte prissatta på någon marknad, vilket gör att de är svåra att utan vidare beakta i olika lönsamhetsbedömningar. I vissa fall kan denna typ av varor vara prissatta på en marknad, men i dessa fall är det ofta så att marknadspriset inte till fullo representerar samhällets kostnad – och det är just den kostnaden som är av intresse i samhällsekonomiska kalkyler och bedömningar. För att inte dessa nyttigheter skall värderas felaktigt eller till noll i en CBA har det utvecklats en rad metoder för att värdera icke-prissatta nyttigheter. Då olika handlingssätt kan kräva en värdering av sinsemellan mycket olika effekter, underlättar det att använda samma enhet då de olika handlingssätten vägs mot varandra. Då varor på traditionella marknader värderas i

monetära termer faller det därför naturligt att även nyttigheter som inte är prissatta på en marknad värderas i monetära enheter. Detta gör att många av de befintliga värderingsmetoderna presenterar värden i monetära termer.

Inom nationalekonomi har begreppet värde en antropocentrisk tolkning, vilket innebär att endast det människorna värdesätter har ett värde. Människors värdering av en vara eller företeelse återspeglas i deras betalningsvilja för att erhålla varan, dvs. betalningsviljan speglar individens subjektivt upplevda välfärd. Metoderna för att mäta betalningsviljan/värdet för icke-prissatta nyttigheter brukar delas in i indirekta- och direkta metoder, samt faktiskt- och påstått beteende. Metoder är att betrakta som direkta- eller indirekta beroende på om de studerar beteende på den aktuella marknaden (direkta), eller om det snarare är beteende på en relaterad marknad (indirekta). Metoder baserade på faktiskt beteende (revealed preferences) använder i allmänhet data från beteende på marknader som på något sätt är relaterade till den vara man vill studera, medan metoder kring påstått beteende (stated preferences) snarare använder data från enkäter etc. där individer konfronterats med tänkbara scenarier som de ska förhålla sig till. Det finns även andra värderingsmetoder som inte är lika rotade i nationalekonomisk välfärdsteori men dessa tas inte upp i denna presentation. Tabell 1 ger en överblick av värderingsmetoder beroende på vilken grupp de tillhör.

Tabell 1. Värderingsmetoder.

Faktiskt (avslöjat) marknadsbeteende ("revealed preferences methods", RP)

Produktionsfunktionsmetoden ("the production function method", PF)

Resekostnadsmetoden ("the travel cost method", TCM)

Fastighetsvärdeometoden ("the hedonic price method", HP)

Påstått beteende i hypotetiska scenarier ("stated preferences methods", SP)

Scenariovärderingsmetoden ("the contingent valuation method", CVM)

Valexperiment ("Choice experiments", CE)

Andra värderingsmetoder

Humankapitalmetoden ("the human capital method", HCM)

Kostnadsbaserade metoder ("replacement costs" och "restoration costs")

Produktionsfunktionsmetoden baseras på idén att vissa ekosystemtjänster är att betrakta som insatsfaktorer i produktionen av vissa marknadsprissatta varor. I det fall exempelvis miljöförändringar påverkar denna insatsfaktor påverkas även produktionen enligt produktionsfunktionen. Genom att studera värdet av förändringen i produktionen erhålls värdet av, i detta exempel, miljöförändringen. Metoder såsom resekostnadsmetoden och fastighetsvärderingsmetoden har till viss del gemensamma styrkor och svagheter. Till styrkorna hör att de är baserade på faktiskt marknadsbeteende och de är dessutom baserade på ekonomisk teori. Till svagheter hör att de bara kan fånga förändringar som avspeglar sig på en marknad och därmed missar exempelvis förlust av existensvärden. Resekostnadsmetoden baseras på att individers värdering av exempelvis fiske speglas i de utgifter individen har för att kunna genomföra aktiviteten. I sin enklaste form kommer antalet resor till fiskevattnet att påverkas (minska) med tilltagande avstånd och därigenom ökade kostnader. När det gäller

fastighetsvärdesmetoden antas nyttigheten (exempelvis tillgång till fritidsfiske) speglas i det fastighetsvärde som faktiskt observeras på marknaden. När det värdet av fritidsfiske är fastighetsvärdesmetoden inte lämplig då detta rimligtvis inte har stor betydelse för fastighetsvärdet. Fastighetsvärdesmetoden är framförallt användbar för att värdera kollektiva nyttor/onyttor som havsutsikt, vattenkvalitet, buller, etc. För båda dessa metoder gäller att de inte fångar eventuella icke-användarvärden eftersom de grundas på att någon faktiskt gör, exempelvis, en resa för att fiska. Vidare är de beroende av omfattande datainsamlingar, vilket kan vara både tidskrävande, svårt och dyrt. Det är även mycket tidskrävande och insatskrävande att ta fram modeller för aktuell data för att kunna estimerade de olika samband som eftersöks.

Vid användandet av scenariovärderingsmetoder kan forskaren själv definiera ”marknaden” genom att konstruera ett hypotetiskt scenario att ta ställning till för respondenten. Scenariovärderingsmetoder har dock också sina styrkor och svagheter. Till styrkorna hör att de kan estimerade icke-användarvärden (existensvärden) och att de kan baseras på ekonomisk teori. En av nackdelarna med metoderna anses dock ofta vara att de bygger på vad människor säger att de skall göra, snarare än vad de faktiskt gör. Vidare krävs att respondenterna förstår det presenterade scenariot tillräckligt väl för att kunna besvara frågorna (ta ställning till ett val). Det finns även andra potentiella problem såsom strategiskt beteende. Framgångsrik forskning har emellertid gjorts på metoder för att minska/undvika effekter av beteende hos respondenterna som kan undergräva trovärdigheten av värderingsresultaten. Vilka värderingsmetoder som är de bäst lämpade är en pågående debatt (se exempelvis Boxall *et al.*, 1996) men generellt kan det dock sägas att det som regel är fallrelaterat (Freeman, 2003).

Slutligen finns det andra metoder som inte är lika relaterade till traditionell välfärdsteori. Till dessa hör exempelvis kostnadsbaserade metoder och humankapitalmetoden. De kostnadsbaserade metoderna utgår från de kostnader som uppstår för att ersätta ekosystemtjänster eller för att erbjuda ersättningstjänster. Dessa metoder är annorlunda än de tidigare nämnda då de inte fångar betalningsviljan för en produkt/tjänst. De utgår snarare från att kostnaden för att ersätta eller erbjuda alternativ speglar värdet av varan/tjänsten. Värdet av varan/tjänsten måste minst vara värd det som spenderas på ersättningstjänsterna, vilket i allmänhet endast kan mätas då kostnaden faktiskt har uppstått.

Flera sammanställningar av värderingsstudier har gjorts. Carson (2004) har exempelvis sammanställt en bibliografi över mer än 5000 värderingsstudier från fler än 100 länder. Den senaste sammanställningen över svenska värderingsstudier har gjorts av Sundberg och Söderqvist (2004). Sundberg och Söderqvist ger en sammanställning av ekonomiska värderingsstudier av miljöförändringar i Sverige. I Sundberg och Söderqvist (2004) ingår information från drygt 100 primärstudier, dvs. studier som bygger på ny (primär) data. Nära 70 procent av dessa studier har använt scenariovärderingsmetoden eller någon annan scenariometod. I cirka 20 procent av studierna har någon av de metoder som bygger på faktiska marknadsbeteende tillämpats, och i cirka 10 procent har någon annan värderingsmetod använts. Den populäraste scenariometoden är scenariovärderingsmetoden (CVM), som tillämpats i 82 procent av scenariostudierna. De andra scenariometoderna som använts är valexperiment eller liknande metoder. De sistnämnda bygger på respondenters val mellan flera scenarier, till

skillnad från CVM där enbart ett scenario presenteras. Även om CVM är den totalt sett mest använda metoden så visar trenden under senare att andra scenariometoder, i första hand valexperiment, ökat i popularitet. Av de metoder som bygger på faktiskt marknadsbeteende är resekostnadsmetoden den som använts mest, följt av fastighetsvärdemetoden. Dessa har tillämpats i 45 respektive 33 procent av studierna.

7.2 Resekostnadsmetoden

Resekostnadsmetoden är som ovan nämnts en indirekt metod som kan användas för att uppskatta ekonomiska bruksvärden i samband med rekreation som exempelvis fritidsfiske.

Metoden kan användas för att uppskatta ekonomiska värden som följer av:

- Förändringar i kostnaderna för tillgång till ett rekreations- eller fiskeområde.
- Att ett befintligt rekreationsområde försvinner eller tillkommer.
- Förändringar i miljö kvalitet vid ett fritidsområde.

Den grundläggande förutsättningen för resekostnadsmetoden är att den tid man använder och de resekostnader man har för att besöka ett visst område, exempelvis för att fiska, representerar ett "pris" för att få tillgång till området. Givet detta antagande kan människors vilja att betala för att besöka området uppskattas baserat på antalet resor som de gör vid olika resekostnader. Detta är analogt med att uppskatta människors vilja att betala för en marknadsprissatt vara baserad på mängden som efterfrågas vid olika priser.

Det finns flera varianter av resekostnadsmetoden, bland annat:

- En enkel zonbaserad resekostnadsansats som huvudsakligen bygger på enkel sekundärdata, som samlats in från besökarna. Zon härrör till det område man bor i.
- En individuell resekostnadsansats, med hjälp av en mer detaljerad undersökning av besökare. Mer detaljerad information om vart individen bor och dess resekostnad.
- En så kallad "random utility" ansats som kräver enkätdata och mer komplicerade statistiska metoder.

Det zonbaserade resekostnadsmetoden är den enklaste och billigaste metoden. Den kan användas för att uppskatta ett värde av rekreationstjänsterna som området som helhet tillhandahåller. Den kan inte enkelt användas för att värdera en marginell förändring i kvaliteten på rekreationen i ett område, och den kan inte mäta värdet av faktorer som påverkar denna kvalitet.

Den zonbaserade resekostnadsmetoden tillämpas genom att samla information om antalet besök på platsen från olika avståndszoner. Eftersom resekostnader och tid kommer att öka med avståndet, gör denna information att forskaren kan beräkna antalet "köpta" besök vid olika "priser." Denna information används sedan för att konstruera en efterfrågefunktion för området,

vilket sedan kan användas för att uppskatta konsumentöverskottet, eller det ekonomiska värdet, av områdets rekreationstjänster.

Den individuella resekostnadsmetodens tillvägagångssätt liknar det zonbaserade tillvägagångssättet men använder enkätdata från enskilda besökare för den statistiska analysen, snarare än data från varje zon. Denna metod kräver alltså ytterligare datainsamling och en något mer komplicerad analys, men ger samtidigt mer precisa resultat. Detta kräver en enkätundersökning som ställer frågor om detaljerna kring resan och socioekonomiska data såsom exempelvis:

- Var de bor - hur långt de reste till platsen.
- Hur många gånger de besökt platsen under det senaste året eller årstiden.
- Hur lång tid som tillbringats på platsen.
- Resekostnader.
- Inkomst eller annan information som mäter värdet av personens tid.
- Ytterligare socioekonomiska karakteristika för besökaren.
- Andra platser besökts under samma resa och mycket tid som tillbringades vid varje plats.
- Hur många fiskar som fångats under resan.
- Åsikter om miljö kvalitet eller kvaliteten på fisket på platsen.
- Substitutområden som personen kan besöka i stället.

Med hjälp av dessa enkätdata kan forskaren, på ett liknande sätt som vid tillämpningen av den zonbaserade modellen, använda statistiska metoder för att uppskatta förhållandet mellan antalet besök och resekostnader och andra relevanta variabler. I detta fall använder forskaren enskilda/individuella uppgifter, snarare än aggregerade uppgifter för varje zon. Detta ger en "efterfrågefunktion" för den "genomsnittliga" besökaren i området där ytan under efterfrågekurvan ger det genomsnittliga konsumentöverskottet. Det individuella konsumentöverskottet multipliceras sedan med den totala befolkningen (i den region där besökarna kommer från) för att uppskatta det totala konsumentöverskottet för området.

Eftersom enkätundersökningen ger ytterligare uppgifter om besökarna, substitutområden, och områdets kvalitet, kan värdet "finjusteras" genom att dessa faktorer inkluderas i den statistiska modellen. Med information om områdets kvalitet blir det möjligt att uppskatta förändringen i värderingen av området om dess kvalitet förändras.

Om exempelvis miljöfaktorer påverkar fiskfångster negativt och fångst per fiskedag är inkluderad i modellen kan förlorade rekreativvärden från sänkta fångstnivåer erhållas.

Den så kallade "random utility" ansatsen är den mest komplicerade och dyra resekostnadsmetoden. Den möjliggör emellertid en mycket större flexibilitet vid beräkningen av värdet av rekreation. Det är den bästa metoden för att uppskatta marginalvärdet av förändringar i specifika egenskaper som påverkar rekreativvärdet. Det är också den

lämpligaste metoden när besökarna kan välja mellan många alternativa områden (mer om detta senare).

Random utility ansatsen förutsätter att en individ fattar ett rationellt beslut och faktiskt väljer det område denne föredrar att besöka bland alla andra tänkbara fiskeområden. Individerna antas göra avvägningar mellan kvalitetsaspekter och resekostnaden. Därför kräver denna modell information om andra tänkbara platser som en besökare kan välja, deras kvalitetsegenskaper samt resekostnader till varje plats.

Sammanfattningsvis används resekostnadsmetoden för att uppskatta rekreativvärden av ett område eller ekosystem. Det förutsätter att värdet av området eller dess rekreationstjänster återspeglas i hur mycket folk är villiga att betala för att komma dit. Därför klassificeras resekostnadsmetoden som en "avslöjad preferens" (RP) metod eftersom den använder faktiskt beteende och val för att skatta värden. Således blir människors preferenser "avslöjade" av deras val.

Den grundläggande förutsättningen för resekostnadsmetoden är att den tid och de resekostnader som besöket vid ett område involverar representerar ett "pris" för att få tillgång till området. Således, kan individernas betalningsvilja för att besöka området uppskattas baserat på antalet resor som folk gör vid olika resekostnader. Detta är analogt med att uppskatta människors betalningsvilja för en marknadsprissatt vara baserad på mängden som efterfrågas vid olika priser.

Resekostnadsmetoden kan användas för att uppskatta hur ekonomiska värden förändras till följd av:

- förändringar i kostnaderna för tillgång till ett rekreationsområde
- att ett befintligt rekreationsområde försvinner
- att ett nytt rekreationsområde tillkommer
- förändringar i miljö kvalitet på ett rekreationsområde

Resekostnadsmetoden är relativt okontroversiell eftersom den bygger på vedertagna ekonomiska metoder för att mäta värde, samtidigt som den använder information om faktiskt beteende snarare än uttalade reaktioner på hypotetiska scenarier. Den bygger på det enkla och välgrundade antagandet att resekostnaderna speglar rekreativvärden. Resekostnadsmetoden är dessutom ofta relativt billig att applicera.

I genomsnitt kommer människor som bor längre bort från ett område att besöka det mindre ofta, eftersom det kostar mer i termer av faktiska kostnader och restid för att nå platsen. Men andra faktorer kan också påverka antalet besök på ett område. Personer med högre inkomster kommer vanligtvis göra fler resor. Om det finns fler alternativa platser, eller substitut, kommer en representativ person att göra färre resor. Faktorer som personligt intresse, vilken typ av område, eller nivån på erfarenhet av den relevanta fritidsaktiviteten (exempelvis fiske) kommer att

påverka antalet besök. En mer fullständig tillämpning kommer att ta dessa och andra faktorer i beaktande i den statistiska modellen.

Om resekostnadsmetoden används, skall information samlas in om:

- Antalet besök från varje ursprungsområde (vanligtvis definierat via postnummer).
- Demografisk information om personer från varje zon.
- Tur och retur körsträcka från varje zon.
- Resekostnader per mil.
- Värdet av restid, eller alternativkostnaden för restid.

För en mer grundlig tillämpning av resekostnadsmetoden, kan en enkätundersökning också samla in information om:

- Exakt avstånd för varje individ som rest till platsen.
- Den exakta resekostnaden.
- Längden på resan.
- Den tid som tillbringas på platsen.
- Andra platser som besöktes under samma resa.
- Ersättningsområden som personen kan besöka i stället för detta område och reseavståndet till dessa områden.
- Andra skäl till resan (är resan bara att besöka området, eller finns andra ändamål).
- Upplevd kvalitet på fritidsupplevelsen vid området, och vid andra liknande områden (t.ex. fiskefångst).
- Uppfattningar om områdets miljö kvalitet.

Denna information samlas normalt in genom enkäter på plats, men även telefon- eller e-postenkäter kan användas.

En av de mer kontroversiella aspekterna av resekostnadsmetoden handlar om hur man ska mäta alternativkostnaden för restid, hur man hanterar multi-destinationsresor och resor med flera syften, och det faktum att restiden inte nödvändigtvis är en kostnad för alla människor, utan kan vara en del av rekreationsupplevelsen.

Fördelen med resekostnadsmetoden är dock att den nära efterliknar de mer konventionella empiriska tekniker som används av ekonomer för att uppskatta de ekonomiska värden som grundar sig på marknadspriser.

- Metoden är baserad på faktiska beteenden istället för vad folk säger att de skulle göra i en hypotetisk situation.
- Metoden är relativt billig att tillämpa.
- Resultaten är relativt lätta att tolka och förklara.

Resekostnadsmetoden förutsätter emellertid att människor uppfattar och reagerar på förändringar i resekostnader på samma sätt som de skulle reagera på förändringar i ett entrépris. De enkla versionerna av metoden antar att individer tar en resa för ett enda syfte - att besöka ett visst rekreationsområde. Således, om en resa har mer än ett syfte kan värdet av ett område överskattas. Det kan vara svårt att fördela resekostnaderna mellan de olika syftena av en resa. Vidare kan uppgiften att definiera och mäta alternativkostnaden för tid, eller värdet av restid, vara problematisk. Eftersom restiden kunde ha använts på annat sätt har den en "alternativkostnad." Detta bör läggas till resekostnaderna då annars värdet av området underskattas. Det finns dock ingen enighet inom forskningen om det lämpligaste sättet att inkludera alternativkostnaden och oftast antas att individens lön, eller någon del därav ska användas. Om folk dessutom njuter av själva resan blir restiden ett nöje (intäkt) och inte en uppoffring (kostnad), vilket innebär att värdet av området överskattas.

Tillgången på alternativa platser kommer att påverka värderingen. Två personer som färdas samma sträcka antas ha samma värdering, men om den ene personen har flera substitut tillgängliga men ändå väljer samma område framför andra möjliga områden är dennes värdering faktiskt högre. Några av de mer komplicerade resekostnadsmodellerna kan hantera tillgången på substitut.

Vidare kan de som särskilt värdesätter vissa platser välja att bo i närheten. I dessa fall kommer de att ha låga resekostnader, men en hög värdering för området som inte fångas upp av metoden. En annan svårighet kan vara att mäta kvalitetsaspekter på fritidsupplevelser.

För att uppskatta en efterfrågefunktion, måste det finnas tillräckligt med skillnad mellan individernas avstånd till området eftersom det påverkar resekostnaderna. Således är metoden inte väl lämpad för platser nära större tätorter där många besök kan vara från "ursprungszoner" som är ganska nära varandra.

En viktig begränsning i resekostnadsmetoden ligger i det faktum att den kräver användarmedverkan. Den kan därför inte användas för att mäta icke-användarvärden. Således kommer områden som har unika egenskaper som värderas av icke-användare vara undervärderade.

Som i alla statistiska metoder kan vissa statistiska problem påverka resultaten. Dessa inkluderar valet av funktionell form som används för att uppskatta efterfrågekurvan, valet av skattningsmetod, och val av variabler som ingår i modellen.

7.3 Mer om individers beslut att fiska

Att bedriva fritidsfiske (och även annat fiske) innebär ett flertal val för den som tänkt fiska, som exempelvis vilken plats, vilken fisk och vilken redskapstyp. De metoder och angreppssätt som beskrivits ovan handlar till stor del om att förstå mekanismer som ligger till grund för antalet gånger man beslutar sig för att fiska i ett visst fiskevatten. När det gäller fritidsfiske vore det värdefullt att använda metoder som på ett bättre sätt fångar att individer väljer ett fiskeområde

bland många alternativa områden. Framförallt under 1970-talet började forskare utveckla så kallade beslutsmodeller (choice models) för att studera transportval. Fördelen med utvecklingen av dessa modeller var att de lyckades förena statistiska metoder med nationalekonomisk nyttoteori (random utility theory) för att beskriva individers beteende och val. Relativt snabbt applicerades dessa modeller även på val av nationalparker, parker, fiskevatten, etc. Tack vare dessa modeller kunde man studera hur förändringar i ett visst rekreationsområde påverkade användningen (valet) av alla relaterade och relevanta områden. Det är dessutom så att detta angreppssätt gör det möjligt att monetärt värdera en förändring i någon av de egenskaper som karaktäriserar respektive område.

Random utility-ansatsen (RUM) antar att individer väljer det fiske som de föredrar framför alla andra alternativ. I valet mellan olika alternativ gör individerna avvägningar mellan egenskaper som karaktäriserar olika fiske och områden, samtidigt som kostnaden beaktas. Ansatsen kräver mycket information och kunskap om de olika alternativen med avseende på egenskaper och kostnader. I fiskesammanhanget kan informationen handla om huruvida man fiskat, hur många resor, var man fiskat, avstånd, vilka redskap som använts, fångst, landskapstyp, kostnad för båt, guide, resa, etc. På detta sätt kan en statistisk modell specificeras på sådant sätt att kunskap erhålls om man fiskat eller ej och dessutom vilka faktorer som är av betydelse för vilket typ av fiske man bedrivit och var. Principiellt kan dessutom ett monetärt värde erhållas för förändringar i de faktorer som haft betydelse för valet mellan fiskeområden.

Ett underlag för den förestående rapporten är ett datamaterial baserat på en nationell enkät om fiskevanor för de som bor i Sverige. Enkäten innehåller frågor om vart, när, hur man fiskat, hur mycket fisk man fått och vilken art. Den innehåller även frågor om de kostnader man haft i samband med det fiske man uppgett att man bedrivit. I tillägg till detta finns möjlighet att erhålla ytterligare information om de individer som svarat. Givet informationen som detta datamaterial innebär finns principiellt möjligheten till en "random utility" ansats. Det finns dock vissa komplikationer med det specifika datamaterialet. Till att börja med innehåller datamaterialet till största delen individer som inte fiskat alls under den efterfrågade perioden (sista fyra månaderna) och hur man ska hantera detta faktum är en empirisk och statistisk fråga för framtida forskning. Vidare har enkäten skickats ut till ett slumpmässigt urval av personer boende i Sverige, vilket är helt standardmässigt. Det till viss del unika med detta datamaterial är att de individer som svarat att de fiskat under föregående period löpande under ett år framåt tillfrågas om fiskevanor var fjärde månad. Alltså, det till en början helt slumpmässiga urvalet är inte helt slumpmässigt utan "rullar" snarare framåt över tiden med individer som återkommer i urvalet. Övriga i urvalet är slumpmässigt utvalda. Detta faktum innebär också att den empiriska analysen bör anpassas, men exakt på vilket sätt är en fråga för framtida forskning. Ytterligare en komplikation är att enkäten inte ger information om den specifika kostnaden som fiskaren förknippar med en specifik fiskedag/resa. Den i enkäten uppgivna kostnaden är den totala för allt fiske under perioden som tillfrågas och om individen fiskat vid mer än ett tillfälle är kostnaden således inte enkel att hänföra till en specifik aktivitet (eller val av aktivitet). Trots de ovanstående, och eventuellt ytterligare, komplikationer har vi valt att i nästa avsnitt presentera preliminära resultat för att illustrera hur ett första steg i den empiriska analysen kan

se ut. Det är oerhört viktigt att ha i åtanke att analysen inte är något slutgiltig, bland annat på grund av ovanstående komplikationer.

8. Empiriska skattningar

Ett centralt problem i vår analys rör frågan hur förändrade fiskpopulationer påverkar fritidsfiskarens värdering. Rimligen bör större fiskpopulationer öka fritidsfiskarens förväntade fångst vilket i sin tur bör höja fritidsfiskarens värdering av sitt fiske. Vår analys kräver dock att vi försöker gå ett steg till: Det räcker inte med en positiv effekt utan vi behöver uppskatta storleken på denna effekt.

I detta avsnitt ger vi en illustration av hur storleken på denna effekt kan uppskattas. Vi illustrerar detta med data från Fritidsfiskeundersökningen 2013 som innehåller en mängd individdata om antal fiskedagar, var man fiskat, fångster, reskostnader, m.m. I princip tillhandahåller undersökningen de data som behövs för en värdering av fritidsfiske med resekostnadsmetoden. Som nämnts är den förestående analysen ytterst preliminär och flera statistiska komplikationer är inte till fullo beaktade. De resultat som presenteras skall alltså tas som ett exempel på, och som en illustration av de, resultat och slutsatser som kan komma ur en analys av den typ av datamaterial som finns tillgängligt. Vi ser ändå ett värde i att presentera resultaten då de länkar till det som hittills diskuterats i rapporten, och även kan tjäna till en ökad förståelse kring hur fiskefria områden kan värderas ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Ett första steg i denna illustration är att skapa en ekonometrisk modell som syftar till att beskriva fritidsfiskarens efterfrågan på fiskedagar. Enligt ekonomisk teori bör denna efterfrågan bestämmas av fritidsfiskarens kostnad för att fiska per dag och den förväntade fångsten per dag (och fiskart). Därutöver kan det finnas socioekonomiska faktorer och andra faktorer relaterade till det aktuella området som påverkar. När väl denna efterfrågekurva har estimerats kan man uppskatta fritidsfiskarens värdering av en fiskedag genom att fixera efterfrågekurvan vid en specifik nivå med hjälp av olika värden på modellens förklaringsvariabler (t.ex. medelvärden) och därefter beräkna ytan under efterfrågekurvan. Genom att öka den förväntade fångsten per dag ”förskjuts” efterfrågekurvan utåt, vilket innebär att ytan och därmed fiskarens värdering blir större. Denna värdeökning är då direkt relaterad till ökningen av den förväntade fångsten, vilket är det värde som vi behöver för vår analys.

Data till modellen hämtas som sagt från Fritidsfiskeundersökningen 2013, vilken innehåller information om bland annat antal fritidsfiskedagar, kostnader för fritidsfiske och fångststoppgifter uppdelat på olika områden och arter. Dessutom finns socioekonomisk information. De variabler som ingår i den modell som specificeras framgår av tabell 2.

Tabell 2. Modellens variabler.

Beroende variabel	
<i>DAGAR</i> , Antal fiskedagar under perioden	
Oberoende variabler	
	Förväntad effekt på antalet fiskedagar
<i>RC</i> , Rörlig kostnad per dag, kr	-
<i>FF</i> , Förväntad fångst (kg) per art och dag	+
<i>ÅLDER</i> , Fiskarens ålder	?
<i>FÅ</i> , Fiskade förra året (dummy variabel)	?
<i>STAD</i> , Bor i storstad (dummy variabel)	?
<i>KUST</i> , Bor i kustområde (dummy variabel)	?
<i>KÖN</i> , Man = 1	?
<i>Y</i> , Disponibel årsinkomst (1000-tal kr)	?

Det är dock inte helt oproblematiskt att direkt applicera Fritidsfiskeundersökningens data på vårt problem. För det första måste vi ha en skattning av fritidsfiskarens *förväntade* fångst per dag och art (*FF*). Detta är inte alldeles enkelt. Med hjälp av faktiska observationer på fångst per dag och art för de som fiskar, *F*, skattas följande modell för alla arter som är beaktade i respektive FFO-område. Ekvationen för fångst för individ *i* av varje art, *k*, kan skrivas som:

$$F_i^k = a^k + \sum_{j=1}^{J-1} b_j^k \cdot AREA_j + e_i^k, \quad (9)$$

$i = 1, \dots, n$ = antalet individer, $k = 1, \dots, K$ = arter, $j = 1, \dots, J$ = områden, och $AREA_j$ är en dummyvariabel som tar värdet 1 om individ *i* fiskat i område *j*, och noll annars, och e_i^k är en slumpterm med väntevärde noll. Denna skattade ekvation kan därefter användas för att beräkna den förväntade fångsten per art, *FF*, i de olika områden där arten fångas.

Ekvation (9) kan nu skattas art för art, och en förväntad fångst, *FF*, art för art, kan beräknas enligt:

$$FF_i^k = \hat{a}^k + \sum_{j=1}^{J-1} \hat{b}_j^k \cdot AREA_j, \quad (10)$$

Där \hat{a} och \hat{b} är de skattade parametrarna i modellen. Värt att notera är att *FF*, förväntad fångst, inte beror på individspecifika faktorer, utan endast på *var* man fiskar. Det betyder att om alla individer fiskade i ett och samma område så skulle samtliga ha samma förväntade fångst. Men eftersom man fiskar i olika områden, och i många fall i flera områden, så blir det en variation över individer vad gäller förväntad fångst. Naturligtvis är denna metod en förenklad metod för att erhålla ett mått på förväntad fångst per dag och art.

Nästa steg i vår analys blir att skatta efterfrågan på fiskedagar med hjälp av de faktorer som listas i tabellen ovan. Detta ställer sina specifika krav på metodvalet. Datamaterialets

egenskaper kräver att vi använder en typ av modeller som kallas heltalsmodeller, eller "count data models". Den så kallade Poissonfördelningen är grunden för heltalsmodellerna i denna studie. En annan egenskap hos datasetet som påverkar det statistiska metodvalet är det faktum att den vanligaste observation av antal fiskedagar är noll, dvs. individen har inte fiskat någon dag. För att ta hänsyn till detta kan man använda sig av den så kallade noll-inflaterade Poissonmodellen (zero-inflated Poisson model eller ZIP). En ZIP-modell är särskilt lämplig när man står inför en slumpmässig händelse som innehåller ett överskott av "noll"-observationer per tidsenhet.

ZIP-modeller består av två komponenter som motsvarar två nollgenererande processer. Den första processen styrs av en binär fördelning som genererar strukturella nollor. Den andra processen styrs av en Poissonfördelning som genererar heltal, av vilka några kan vara noll. Intuitivt kan man förstå det på följande sätt: de strukturella nollorna är observationer av personer som *inte* är fritidsfiskare, medan de nollor som styrs av Poissonfördelningen är observationer av personer som *är* fritidsfiskare, men bara inte fiskade under den undersökta perioden.

Den beroende variabeln i vår ZIP-modell är antalet fiskedagar under året. Förklaringsvariablerna är socioekonomiska beskrivningar av respektive fritidsfiskare samt uppgifter om fritidsfiskarens kostnader för fiske per fiskedag. Dessutom kompletteras modellen med en uppskattning av den förväntade fångsten per fiskedag för respektive art (enligt metoden som beskrevs ovan). Notera att modellen är applicerad på hela det fiskeområde i vilket det fiskefria området är beläget. Genomgående har vi valt att skatta effekten av en fördubbling av fångsten av mål-arten för det fiskefria området. Modellens resultat skall tolkas med stor försiktighet, och bör i detta skede endast ses som en illustration för hur värdet påverkas av en förändring i fångstmöjligheter, exempelvis som en följd av inrättandet av FFO. Resultaten från fångstmodellen och värderingsmodellen för respektive fiskefria område, FFO, presenteras i appendix A.

Med hjälp av resultaten i appendix A kan nu värdet av fritidsfiske för exempelvis havs- och kustfiske i mellersta Östersjön för en genomsnittlig individ beräknas genom att först beräkna produktsumman av koefficienter och medelvärde i tabell A1, vilket ger ett värde lika med 2,06, vilket är det predikterade antalet efterfrågade fiskedagar, för de som faktiskt fiskar. I nästa steg dividerar vi detta värde med koefficienten för "rörlig kostnad per dag" (med minustecken). Multipliceras detta värde med sannolikheten för att fiska (1-0,8676) får vi värdet 1480 kr, vilket motsvarar fiskarnas genomsnittliga värdering av en fiskedag.

Genom att nu ändra på värdet för den förväntade fångsten, t.ex. vi dubblar den och sätter värdet lika med 0,0104, kan vi räkna ut ett nytt värde på den genomsnittliga värderingen. Detta värde blir då lika med 1486 kr. Förändringen av den genomsnittliga fiskarens värdering av en fiskedag ökar alltså med 6 kr om den förväntade fångsten dubblas. Vi kan nu göra motsvarande beräkning för samtliga områden.

De empiriska skattningarna av värderingsförändring vid fördubblad fångst som redovisas i appendix A gör det nu möjligt att beräkna den samhällsekonomiska värdeökningen av en fiskedag om fångsten av en viss art i ett visst fiskeområde ökar med någon annan procentandel, säg 10 %. För att exemplifiera detta har vi valt att fokusera på de arter som är relevanta för de fiskefria områden som idag finns inrättade, se tabell 3. Det bör påpekas att värdeökningen avser det ökade värdet av en fiskedag i fiskeområdet generellt, inte specifikt i eller i närheten av det fiskefria området.

Tabell 3. Ökning av värdet av en fiskedag som följd en ökning med 10% av fångsten av vissa arter i relevanta fiskeområden.

Fiskeområde	Arter	Relevant för följande fiskefria område	Värdeökning av en 10 %-ig ökning av fångsten av dessa arter
Mellersta Östersjön	Plattfisk	Gotska Sandön	0,6 kr/fiskedag
Skagerack	Torsk, Plattfisk	Havstensfjorden	1 kr/fiskedag
Skagerack	Hummer	Vinga	0,6 kr/fiskedag
Mellersta Östersjön	Gös, Gädda, Abborre	Gålö	3,5 kr/fiskedag
Kattegatt	Torsk	Södra Kattegatt	0,4 kr/fiskedag
Bottenhavet	Sik	Storjungfrun/Kalvhararna	0,004 kr/fiskedag

Vad innebär då detta för värdet av fritidsfisket i hela området? Eller annorlunda uttryckt, om vi med någon åtgärd - från en dag till en annan - kunde öka fångsterna av exempelvis plattfisk i mellersta Östersjön generellt med 10 procent – hur mycket skulle det årliga värdet av fritidsfisket i detta område öka? Vet vi svaret på denna fråga, och bestämmer oss för en diskonteringsränta, kan vi även beräkna nuvärdet av denna åtgärd.

Svaret på den första frågan kräver dels att vi vet hur stor sannolikheten är att få plattfisk med olika fiskeredskap, samt hur många dagar det fiskas med dessa redskap i mellersta Östersjön. Lyckligtvis gör fritidsfiskeundersökningen det möjligt att svara på båda dessa frågor. Vi kan beräkna fördelningen av fångsten (i kg) på olika arter när man använder olika fiskeredskap och vi kan även skatta antalet fiskedagar som görs med olika redskap i olika områden. Exempelvis kommer i snitt 9 procent av fångsten att utgöras av plattfisk om redskapet är nät/not. Om antalet redskapsdagar med nät/not i hela mellersta Östersjön är 43 016, kan $0,09 \cdot 43\,016 = 3\,871$ nätfiskedagar hänföras till plattfisk. Om en 10 %-ig ökning av fångsten av plattfisk i mellersta Östersjön är värd 1 kr/fiskedag ökar därför värdet av nätfiske i mellersta Östersjön med $1 \cdot 3\,871 = 3\,871$ kr/år. Eftersom plattfisk även kan fångas med spinnfiske/vertikalfiske, samt met/pilk och pimpelfiske blir dock ökningen av värdet större, nämligen 3 903 kr/år. Nuvärdet av denna ökning (evig diskontering), diskonterat med 3 procents ränta, är cirka 130 100 kr. Tabell 4 visar

värdeökningen per år samt nuvärdet om fångsterna av den aktuella arten/arterna ökar i de fiskeområden som tas upp i tabell 3.

Tabell 4. Totalt värde och nuvärde som resultat av en 10 %-ig ökning av fångsten av vissa arter i relevanta fiskeområden.

Fiskeområde	Arter	Total värdeökning, kr	Nuvärde (evig diskontering) vid 3 % diskonteringsränta, kr
Mellersta Östersjön	Plattfisk	3 903	130 100
Skagerack	Torsk, Plattfisk	73 250	2 442 667
Skagerack	Hummer	51 780	1 726 000
Mellersta Östersjön	Gös, Gädda, Abborre	3 026 596	100 886 528
Kattegatt	Torsk	13 600	453 480
Bottenhavet	Sik	136	4 533

Syftet med dessa överslagsberäkningar är att ge en illustration och uppfattning om storleksordningen av värdet av fiskereglerande åtgärder som syftar till att öka fångsterna inom fritidsfisket. Tolkningen kan exempelvis göras att om någon fiskereglerande åtgärd skulle förbättra fritidsfisket av hummer i hela Skagerack, det vill säga utefter hela svenska västkusten från Tjörn till norska gränsen, med 10 procent så är det samhällsekonomiska nuvärdet av fritidsfiske av denna åtgärd ca 1 726 000 kr. I sammanhanget bör noteras att detta förutsätter att hummerfisket förbättras längs med hela kuststräckan, annars blir värdet såklart lägre. Förbättras hummerfisket med mer än 10 procent blir värdet högre. Vidare bör påpekas att detta är ett bruttovärde och bortser helt från eventuella kostnader av denna hypotetiska fiskereglerande åtgärd.

Vidare kan det vara värt att notera från tabell 4 att det i särklass högsta samhällsekonomiska värdet av en förbättring är kopplat till abborre, gädda och gös i mellersta Östersjön. Skälet till detta är dels att värdet per dag är högre för dessa arter, dels att det förstås är ett stort antal fiskedagar kopplade till dessa arter och detta område.

9. Avslutning

Huvudsyftet med föreliggande rapport är, som nämndes inledningsvis, att på ett övergripande och konceptuellt plan beskriva innebörden av en samhällsekonomisk nytto- och kostnadsanalys, eller samhällsekonomisk bedömning, och hur en sådan kan och bör genomföras för att analysera samhällsnyttan av fiskefria områden. Syftet har även varit att exemplifiera vilken typ av empiriska data som behövs, och vilka metoder som bör och kan användas för att genomföra en sådan analys på en åtgärd som inrättande av fiskefria områden. Vidare har ett delsyfte varit att med hjälp av den Fritidsfiskeundersökning som årligen görs i regi av Hav och Vattenmyndigheten illustrera hur värdet av förändrade fångstmöjligheter, exempelvis som en

följd av de inrättade fiskefria områdena, kan beräknas. Dessa empiriska värderingsuppskattningar ger även en viss uppfattning om storleksordningen på de värden som en förbättring av fångstmöjligheterna ger.

För att genomföra en samhällsekonomisk analys av inrättandet av fiskefria områden har vi i rapporten visat på ett tillvägagångsätt som är generellt för samhällsekonomiska analyser inom i stort sett alla områden. Speciellt för fiskefria områden är att effekterna är såväl rumsliga som tidsmässiga. Vanligtvis är syftet med inrättandet av fiskefria områden att skydda och stärka fiskebestånden inom det område som avsätts, men även att det skall ge positiva spridningseffekter till i vart fall näraliggande områden. Det innebär med nödvändighet att det behövs någon form av beskrivning av hur bestånden, och därmed möjligheten att fånga fisk, skulle ha utvecklats över tid både med och utan fiskefritt område, och detta både inom det fiskefria området och intilliggande områden. Med andra ord krävs relativt mycket kvalificerad biologisk/ekologisk information för att genomföra en bra analys. Utöver detta krävs information, eller kunskap, om beteendet hos de som utövar fritidsfiske. Exempelvis, i vilken utsträckning påverkas mängden fritidsfiske i områden som angränsar till det fiskefria området? Kommer de fritidsfiskare som tidigare fiskat i det fiskefria området att sluta fiska, eller flyttar man bara till ett annat område? Enkelt uttryckt så kan man säga att för att genomföra en samhällsekonomisk analys av fiskefria områden så behövs dels data eller information om hur ”utbudet” av fiskemöjligheter nu och i framtiden påverkas, samt kunskap om fritidsfiskarnas preferenser, eller beteenden, vilket är vad som bestämmer ”efterfrågan” för fritidsfiske.

Sammantaget, vad gäller data, så kan man säga att i princip så behövs relativt detaljerade data över hur fiskebestånd påverkas i både tid och rum, samt relativt detaljerade data eller kunskap om fritidsfiskarnas beteenden. I den empiriska illustrationen i rapporten har vi inte de biologiska data som skulle behövas. Istället har vi implicit antagit att en åtgärd leder till förbättrade bestånd och därmed bättre förväntad fångstmöjlighet. Vidare har vi gjort det implicita antagandet att efterfrågan, dvs. värderingen, enbart beror på den förväntade fångsten av den specifika arten som fiskas i det specifika området. Eventuella substitutionseffekter, dvs. att man fiskar på en annan plats, eller fiskar en helt annan art, fångas inte i den enkla illustrationen. Ett möjligt sätt att gå vidare ifall fullständiga biologiska data saknas, vad gäller effekterna av inrättandet av fiskefria områden, är att utveckla ett antal mer eller mindre troliga scenarior baserade på den kunskap som finns och utifrån detta ”ringa in” effekterna. Vad gäller beteendeeffekterna så ger inte data från Fritidsfiskeundersökningen möjlighet till att i detalj studera substitutionseffekter som en följd av de inrättade områdena. De alternativ som då står till buds är att antingen göra antaganden baserad på befintlig kunskap, eller genomföra specifika enkätundersökningar inom de aktuella områdena.

Sammanfattningsvis kan man säga att samhällsekonomiska kostnads- och intäktsanalyser är ett väletablerat verktyg för att skatta kostnader och intäkter för olika ekonomisk-politiska verksamheter och projekt, och kan därmed bidra med användbar information vid beslutsfattande. Metodens teoretiska underbyggnad är solid och hur bra den blir i praktiken är i mångt och mycket beroende på kvaliteten på de data som är tillgängligt. Detta gäller förstås även vid en analys av fiskefria områden.

Referenser

- Ballantine, B. (2014): Fifty years on: Lessons from marine reserves in New Zealand and principles for a worldwide network. *Biological conservation* 176: 297-307.
- Berkeley, S.A., Chapman, C. & Sogard, S.M. (2004): Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology* 85: 1258–1264.
- Boxall, P.C., Adamowicz, W.L., Swait, J., Williams, M. & Louviere, J. (1996): A comparison of stated preference methods for environmental valuation. *Ecological Economics* 18: 243-253.
- Cairns, J. (2006): Developments in discounting: With special reference to future health events. *Resource and Energy Economics* 28: 282–297.
- Carson, R.T. (2004): *Contingent Valuation – A Comprehensive Bibliography and History*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Cooke, S. J., & Cowx, I. G. (2004): The role of recreational fishing in global fish crisis. *BioScience*, 54: 857–859.
- Dupuit, J. (1844): *On the measurement of the utility of public works*. International Economic Papers, Macmillan London
- Florin, A-B., Bergström, U., Ustups, D., Lundström, K., Nissling, A. & Jonsson, P. (2011): *Uppföljning av fredningsområdet vid Gotska Sandön 2006 –2010*. Fiskeriverket informerar (FINFO) 2011:8, Fiskeriverket, Göteborg.
- Fiskeriverket (2008): *Fritidsfiske och fritidsfiskebaserad verksamhet*. Fiskeriverket, Göteborg.
- Freeman III, A.M. (2003): *The Measurement of Environmental and Resource Values – Theory and Methods, 2nd Edition*. Resources for the Future, Washington, DC.
- Gårdmark, A., Jonzén, N. & Mangel, M. (2006): Density-dependent body growth reduces the potential of marine reserves to enhance yields. *Journal of Applied Ecology*, 43: 61–69.
- Halpern, B.S., Lester, S.E. & McLeod, K.L. (2010): Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 18312–18317.

- Hilborn, R., Stokes, K., Maguire, J.-J., Smith, T., Botsford, L.W., Mangel, M., Orensanz, J., Parma, A., Rice, J., Bell, J., Cochrane, K.L., Garcia, S., Hall, S.J., Kirkwood, G.P., Sainsbury, K., Stefansson, G. & Walters, C. (2004): When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean and Coastal Management* 47(3-4):197-205.
- Johansson, P-O. & Kriström, B. (2012): *The Economics of Evaluating Water Projects: Hydroelectricity Versus Other Uses*. Springer-Verlag, Berlin.
- Just, R.E., Hueth, D.L. & Schmitz, A. (2004): *The Welfare Economics of Public Policy*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham and Northampton.
- Marteinsdottir, G. & Begg, G. A. (2002): Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series* 235: 235–256.
- Naturvårdsverket (2011): *Reglering av fiske i skyddade havsområden*. Naturvårdsverkets rapport 6416, Stockholm.
- Nilsson, P., Mangi, S., Austen, M., Bergström, U., Sörensen, T. & Vestergaard, O. (2009): *Marine protected areas as a tool for conservation and fisheries management - A joint report from the EMPAFISH and PROTECT projects*. Rapport till DG Mare.
- Thrush, S.F. & Dayton, P.K. (2010): What can ecology contribute to ecosystem-based management? *Annual Review of Marine Science*, 2: 419-441
- Marteinsdottir, G. & Begg, G.A. (2002): Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series* 235: 235-256.
- Naturvårdsverket (2003): *Konsekvensanalys steg för steg - handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Pelc, R. A., Warner, R. R., Gaines, S. D., & Paris, C. B. (2010): Detecting larval export from marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43): 18266-18271.
- De Rus, G. (2010): *Introduction to Cost-Benefit Analysis*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Sundberg, S. & Söderqvist, T. (2004) *The economic value of environmental change in Sweden*, Rapport 5360, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Weitzman, M. (1998): Why the far-distant future should be discounted at its lowest possible rate. *Journal of Environmental Economics and Management* 36: 201–208

Wibe, S. (1990): *Regleringsteori – En introduktion*. Arbetsrapport No. 109, Inst. för Skogsekonomi, SLU, Umeå.

Appendix A. Regressionsresultat från fångst- och värderingsmodell.

Resultat. Gotska Sandön

För detta område är det plattfisk som är mål-arten. Resultaten från fångstekvationen (ekvation(9)) för plattfisk presenteras i tabell A1.

Tabell A1. Regressionsresultat fångstekvation för plattfisk.

	Koefficient	t-värde
Konstant	0,0011	0,77
Inlandsfiske i Norrland	-0,0087	-1,27
Inlandsfiske i stora sjöarna	-0,0091	-0,90
Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken	-0,0058	-0,43
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	0,1236	15,40
Havs- och kustfiske i södra Östersjön	0,0027	0,15
Havs- och kustfiske i Öresund	0,1139	6,13
Havs- och kustfiske i Kattegatt	0,0477	3,39
Havs- och kustfiske i Skagerack	0,0157	1,44
Justerat R ²	0,05	
Antal observationer	6244	

Området ligger i fiskeområde ”Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön”. ZIP-modellens resultat, genomsnittlig värdering samt effekt av fördubblad fångst redovisas i tabell A2.

Tabell A2. Resultat antal fiskedagar (ZIP-modell), havs- och kustfiske i mellersta Östersjön.

Beroende variabel			
Antal fiskedagar under perioden			
Oberoende variabler	Koefficient	t-värde	Medelvärde
Konstant	1,3241	58,48	1
Rörlig kostnad per dag, kr	-0,0002	-11,26	471,70
Förväntad fångst av plattfisk (kg) och dag	1,5298	13,71	0,0052
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	0,0173	1,22	0,03
Fiskarens ålder	0,0098	56,78	50,77
Fiskade förra året (dummy variabel)	0,2338	30,22	1,21
Kön = Man	0,3910	43,13	0,70
Disponibel årsinkomst (1000-tal kr)	-0,0007	-16,56	302,64
Bor i kustområde (dummy variabel)	-0,9600	-16,56	0,59
Bor i storstad (dummy variabel)	-0,2479	-36,55	0,38
Fiskeperiod januari - april	-0,0811	-8,28	0,22
Fiskeperiod maj – augusti	0,2482	35,13	0,47
Sannolikhet för ”Icke-fiske”	0,8678		
Antal observationer	6244		
Fiskarens värdering av en fiskedag, kr	1480 kr		
Värdeförändring vid fördubblad fångst, kr	6 kr		

Värdet av fritidsfiske för havs- och kustfiske i mellersta Östersjön för en genomsnittlig individ kan nu beräknas genom att först beräkna produktsumman av koefficienter och medelvärde i tabell I:2, vilket ger ett värde lika med 2,06, vilket är det predikterade antalet efterfrågade fiskedagar, för de som faktiskt fiskar. I nästa steg dividerar vi detta värde med koefficienten för ”rörlig kostnad per dag” (med minustecken). Multipliceras detta värde med sannolikheten för att fiska (1-0,8676) får vi värdet 1480 kr, vilket motsvarar fiskarnas genomsnittliga värdering av en fiskedag.

Genom att nu ändra på värdet för den predikterade fångsten, t.ex. vi dubblar den och sätter värdet lika med 0,0104, kan vi räkna ut ett nytt värde på den genomsnittliga värderingen. Detta värde blir då lika med 1486 kr. Förändringen av den genomsnittliga fiskarens värdering av en fiskedag ökar alltså med 6 kr om den förväntade fångsten dubblas.

Nedan redovisas nu motsvarande resultat för övriga fiskeområden.

Resultat Skagerack: torsk och plattfisk

För detta område är det torsk och plattfisk som är mål-arten. Resultaten från fångstekvationen för torsk redovisas i tabell A3.

Tabell A3. Regressionsresultat fångstekvation för torsk.

	Koefficient	t-värde
Konstant	0,0021	0,79
Inlandsfiske i Norrland	0,0026	0,20
Inlandsfiske i stora sjöarna	0,0108	0,56
Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken	-0,0016	-0,06
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	0,0834	5,45
Havs- och kustfiske i södra Östersjön	0,3327	9,96
Havs- och kustfiske i Öresund	0,6335	17,90
Havs- och kustfiske i Kattegatt	0,0160	0,60
Havs- och kustfiske i Skagerack	0,1090	5,24
Justerat R ²	0,080	
Antal observationer	6244	

Området ligger i fiskeområde ”Havs- och kustfiske i Skagerack”. ZIP-modellens resultat, genomsnittlig värdering samt effekt av fördubblad fångst redovisas i tabell A4.

Tabell A4. Resultat antal fiskedagar (ZIP-modell), havs- och kustfiske i Skagerack, torsk och plattfisk.

Beroende variabel			
Antal fiskedagar under perioden			
Oberoende variabler	Koefficient	t-värde	Medelvärde
Konstant	1,2174	53,84	1
Rörlig kostnad per dag, kr	-0,0002	-10,76	471,70
Förväntad fångst av plattfisk (kg) och dag	1,9991	34,26	0,0052
Förväntad fångst av torsk (kg) och dag	0,2194	10,18	0,01
Havs- och kustfiske i Skagerack	0,5737	95,36	0,01
Fiskarens ålder	0,0091	52,62	50,77
Fiskade förra året (dummy variabel)	0,2424	31,18	1,21
Kön = Man	0,4107	45,30	0,70
Disponibel årsinkomst (1000-tal kr)	-0,0006	-12,75	302,64
Bor i kustområde (dummy variabel)	-0,1542	-27,38	0,59
Bor i storstad (dummy variabel)	-0,3079	-44,93	0,38
Fiskeperiod januari - april	-0,0298	-2,97	0,22
Fiskeperiod maj – augusti	0,2969	41,88	0,47
Sannolikhet för ”Icke-fiske”	0,8674		
Antal observationer	6244		
Fiskarens värdering av en fiskedag, kr	1958 kr		
Värdeförändring vid fördubblad fångst, kr	10 kr		

Resultat Kattegatt: torsk

För detta område är det torsk som är mål-arten (se fångstekvation ovan). Området ligger i fiskeområde ”Havs- och kustfiske i Kattegatt”. ZIP-modellens resultat, genomsnittlig värdering samt effekt av fördubblad fångst redovisas i tabell A5.

Tabell A5. Resultat antal fiskedagar (ZIP-modell), havs- och kustfiske i Kattegatt, torsk.

Beroende variabel			
Antal fiskedagar under perioden			
Oberoende variabler	Koefficient	t-värde	Medelvärde
Konstant	1,3130	58,02	1
Rörlig kostnad per dag, kr	-0,0002	-14,76	471,70
Förväntad fångst av torsk (kg) och dag	0,6436	36,41	0,01
Havs- och kustfiske i Kattegatt	0,5182	79,03	0,01
Fiskarens ålder	0,0096	55,45	50,77
Fiskade förra året (dummy variabel)	0,2276	29,26	1,21
Kön = Man	0,4053	45,01	0,70
Disponibel årsinkomst (1000-tal kr)	-0,0006	-13,09	302,64
Bor i kustområde (dummy variabel)	-0,1007	-17,86	0,59
Bor i storstad (dummy variabel)	-0,2106	-32,60	0,38
Fiskeperiod januari - april	-0,0941	-9,61	0,22
Fiskeperiod maj - augusti	0,2541	36,06	0,47
Sannolikhet för "Icke-fiske"	0,8677		
Antal observationer	6244		
Fiskarens värdering av en fiskedag, kr	1352 kr		
Värdeförändring vid fördubblad fångst, kr	4 kr		

Resultat Skagerack: Hummer

För detta område är det hummer som är mål-arten. Resultaten från fångstekvationen för hummer redovisas i tabell A6.

Tabell A6. Regressionsresultat fångstekvation för hummer.

	Koefficient	t-värde
Konstant	0,0001	0,26
Inlandsfiske i Norrland	-0,0006	-0,43
Inlandsfiske i stora sjöarna	-0,0000	-0,01
Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken	-0,0003	-0,10
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	-0,0007	-0,41
Havs- och kustfiske i södra Östersjön	0,0067	1,75
Havs- och kustfiske i Öresund	-0,0024	-0,59
Havs- och kustfiske i Kattegatt	0,0448	14,48
Havs- och kustfiske i Skagerack	0,0261	10,88
Justerat R ²	0,053	
Antal observationer	6244	

Området ligger i fiskeområde ”Havs- och kustfiske i Skagerack”. ZIP-modellens resultat, genomsnittlig värdering samt effekt av fördubblad fångst redovisas i tabell A:7.

Tabell A7. Resultat antal fiskedagar (ZIP-modell), havs- och kustfiske i Skagerack, hummer.

Beroende variabel			
Antal fiskedagar under perioden			
Oberoende variabler	Koefficient	t-värde	Medelvärde
Konstant	1,2692	55,84	1
Rörlig kostnad per dag, kr	-0,0002	-12,77	471,70
Förväntad fångst av hummer (kg) och dag	11,5173	65,06	0,0008
Havs- och kustfiske i Skagerack	0,2537	25,29	0,01
Fiskarens ålder	0,0091	51,38	50,77
Fiskade förra året (dummy variabel)	0,2304	29,30	1,21
Kön = Man	0,4044	44,88	0,70
Disponibel årsinkomst (1000-tal kr)	-0,0005	-11,24	302,64
Bor i kustområde (dummy variabel)	-0,1197	-21,13	0,59
Bor i storstad (dummy variabel)	-0,2458	-35,90	0,38
Fiskeperiod januari - april	-0,0291	-2,91	0,22
Fiskeperiod maj – augusti	0,2671	36,47	0,47
Sannolikhet för ”Icke-fiske”	0,8676		
Antal observationer	6244		
Fiskarens värdering av en fiskedag, kr	1360 kr		
Värdet förändring vid fördubblad fångst, kr	6 kr		

Resultat: Mellersta Östersjön: Abborre, gädda och gös

För detta område är mål-arterna abborre, gädda och gös. Fångstekvationerna för abborre, gädda och gös redovisas i tabell A8, A9 och A10.

Tabell A8. Regressionsresultat fångstekvation för abborre.

	Koefficient	t-värde
Konstant	0,0217	4,75
Inlandsfiske i Norrland	0,3268	14,48
Inlandsfiske i stora sjöarna	0,3117	9,37
Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken	0,3789	8,51
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	0,2997	11,27
Havs- och kustfiske i södra Östersjön	0,0678	1,17
Havs- och kustfiske i Öresund	-0,0612	-0,99
Havs- och kustfiske i Kattegatt	-0,0192	-0,42
Havs- och kustfiske i Skagerack	-0,0236	-0,65
Justerat R ²	0,089	
Antal observationer	6244	

Tabell A9. Regressionsresultat fångstekvation för gädda.

	Koefficient	t-värde
Konstant	0,0209	4,40
Inlandsfiske i Norrland	0,1363	5,81
Inlandsfiske i stora sjöarna	0,2748	7,94
Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken	0,0026	0,06
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	0,2640	9,54
Havs- och kustfiske i södra Östersjön	0,1877	3,11
Havs- och kustfiske i Öresund	0,0007	0,01
Havs- och kustfiske i Kattegatt	0,0102	0,21
Havs- och kustfiske i Skagerack	-0,0318	-0,85
Justerat R ²	0,035	
Antal observationer	6244	

Tabell A10. Regressionsresultat fångstekvation för gös.

	Koefficient	t-värde
Konstant	0,0047	1,79
Inlandsfiske i Norrland	0,0012	0,10
Inlandsfiske i stora sjöarna	0,2128	11,15
Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken	-0,0042	-0,16
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	0,0369	2,42
Havs- och kustfiske i södra Östersjön	0,0219	0,66
Havs- och kustfiske i Öresund	0,0135	0,38
Havs- och kustfiske i Kattegatt	0,0245	0,92
Havs- och kustfiske i Skagerack	-0,0089	-0,43
Justerat R ²	0,021	
Antal observationer	6244	

Området ligger i fiskeområde ”Mellersta Östersjön”. ZIP-modellens resultat, genomsnittlig värdering samt effekt av fördubblad fångst redovisas i tabell A:11.

Tabell A11. Resultat antal fiskedagar (ZIP-modell), mellersta Östersjön, abborre, gädda och gös.

Beroende variabel			
Antal fiskedagar under perioden			
Oberoende variabler	Koefficient	t-värde	Medelvärde
Konstant	1,2050	51,23	1
Rörlig kostnad per dag, kr	-0,0003	-15,26	471,70
Förväntad fångst av abborre (kg) och dag	0,2023	10,06	0,05
Förväntad fångst av gädda (kg) och dag	1,5174	26,60	0,03
Förväntad fångst av gös (kg) och dag	-0,3496	-5,33	0,01
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	-0,2159	-17,18	0,03
Fiskarens ålder	0,0096	53,83	50,77
Fiskade förra året (dummy variabel)	0,2228	28,34	1,21
Kön = Man	0,4141	44,41	0,70
Disponibel årsinkomst (1000-tal kr)	-0,0006	-14,01	302,64
Bor i kustområde (dummy variabel)	-0,0474	-7,48	0,59
Bor i storstad (dummy variabel)	-0,2369	-33,56	0,38
Fiskeperiod januari - april	-0,1610	-15,87	0,22
Fiskeperiod maj – augusti	0,2115	28,85	0,47
Sannolikhet för ”Icke-fiske”	0,8763		
Antal observationer	6244		
Fiskarens värdering av en fiskedag, kr	866 kr		
Värdoförändring vid fördubblad fångst, kr	35 kr		

Resultat: Bottenhavet: Sik

För detta område är mål-arten sik. Fångstekvationerna för sik redovisas i tabell A12.

Tabell A12. Regressionsresultat fångstekvation för sik.

	Koefficient	t-värde
Konstant	0,0021	1,24
Inlandsfiske i Norrland	-0,0163	-1,93
Inlandsfiske i stora sjöarna	-0,0016	-0,13
Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken	0,3160	18,92
Havs- och kustfiske i mellersta Östersjön	0,0553	5,54
Havs- och kustfiske i södra Östersjön	0,0329	1,51
Havs- och kustfiske i Öresund	-0,0160	-0,69
Havs- och kustfiske i Kattegatt	-0,0079	-0,45
Havs- och kustfiske i Skagerack	-0,0056	-0,42
Justerat R ²	0,060	
Antal observationer	6244	

Området ligger i fiskeområde ”Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken”. ZIP-modellens resultat, genomsnittlig värdering samt effekt av fördubblad fångst redovisas i tabell A13.

Tabell A13. Resultat antal fiskedagar (ZIP-modell), Bottenhavet, sik.

Beroende variabel			
Antal fiskedagar under perioden			
Oberoende variabler	Koefficient	t-värde	Medelvärde
Konstant	1,3509	59,58	1
Rörlig kostnad per dag, kr	-0,0002	-12,71	471,70
Predikterad fångst av sik (kg) och dag	0,7953	6,68	0,00007
Havs- och kustfiske i Bottenhavet och Bottenviken	-0,1092	-2,82	0,03
Fiskarens ålder	0,0094	53,62	50,77
Fiskade förra året (dummy variabel)	0,2324	29,85	1,21
Kön = Man	0,3846	41,92	0,70
Disponibel årsinkomst (1000-tal kr)	-0,0006	-13,69	302,64
Bor i kustområde (dummy variabel)	-0,0698	-11,77	0,59
Bor i storstad (dummy variabel)	-0,1851	-27,26	0,38
Fiskeperiod januari - april	-0,0850	-8,61	0,22
Fiskeperiod maj – augusti	0,2272	32,25	0,47
Sannolikhet för ”Icke-fiske”	0,8679		
Antal observationer	6244		
Fiskarens värdering av en fiskedag, kr	1238 kr		
Värdeförändring vid fördubblad fångst, kr	0,04 kr		