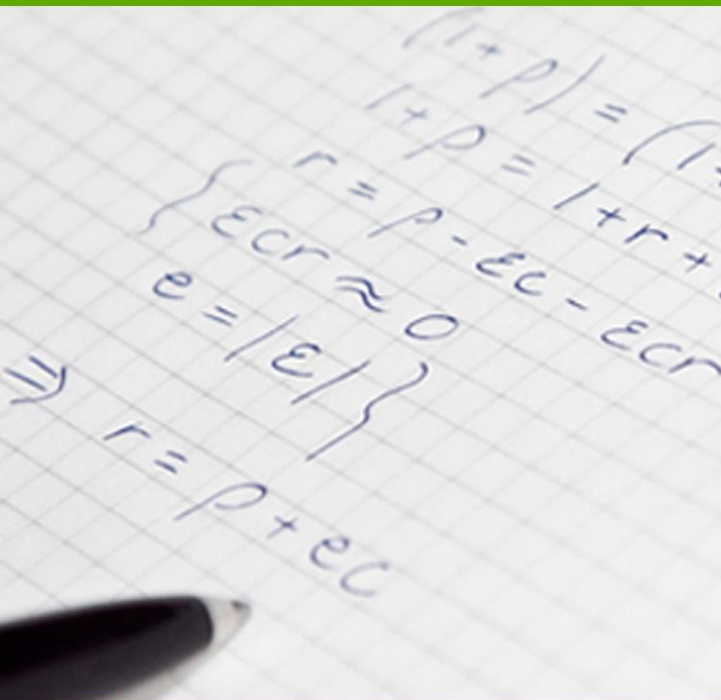


BOKS-modellen

Bedömning av Orimliga Kostnader i Sveriges
åtgärdsprogram: modell för identifiering av
kandidatområden



BOKS-modellen

Bedömning av Orimliga Kostnader i Sveriges åtgärdsprogram: modell för identifiering av kandidatområden

Mats Ivarsson, Linus Hasselström, Åsa Soutukorva

www.enveco.se

FÖRORD

Orimligt höga kostnader är ett av de skäl som enligt vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660) kan föranleda mindre stränga krav, eller tidsfrist, när det gäller att uppnå god status/potential i svenska vattenförekomster.

BOKS-modellen, Bedömning av Orimliga Kostnader i Sveriges åtgärdsprogram, är en modell som syftar till att bedöma om kostnader för åtgärder mot övergödning eller hydromorfologiska problem i ett avrinningsområde kan antas vara orimligt höga. BOKS-modellen är en anpassning till svenska förhållanden av den s.k. Leipzig-modellen. BOKS-modellen utgörs av tre komponenter:

1. **BOKS-modellen** (Enveco, 2015:2).
Denna rapport ger en modellöversikt och en teoretisk bakgrund till den svenska anpassningen av den s.k. *Leipzig-modellen*.
2. **BOKS-modellen – praktisk vägledning** (Enveco, 2015:3).
Vägledningen riktar sig främst till handläggare inom vattenförvaltning på vattenmyndigheter, länsstyrelser och Havs- och vattenmyndigheten.
3. **BOKS Analysverktyg** (Enveco, 2015:4).
Ett excelverktyg för praktisk tillämpning av modellen i Svenska huvudavrinningsområden.

INNEHÅLL

FÖRORD.....	3
SAMMANFATTNING.....	5
1 INTRODUKTION.....	8
2 BEDÖMNING AV ORIMLIGA KOSTNADER – NÅGRA UTMANINGAR.....	10
3 LEIPZIGMODELLEN OCH ANDRA ERFARENHETER INOM EU.....	13
3.1 En urvalsmetod för bedömning av undantag på ekonomiska grunder	13
3.2 Kortfattad genomgång av existerande modeller och erfarenheter i andra medlemsländer	14
3.2.1 Danmark	14
3.2.2 Frankrike.....	14
3.2.3 Nederländerna	15
3.2.4 Storbritannien	16
3.2.5 Sammanfattning av olika medlemsländers erfarenheter	17
4 BOKS-MODELLEN - EN MODELL ANPASSAD FÖR SVENSKA FÖRHÅLLANDEN	18
4.1 Steg 1: Utvärdering av potential för orimliga kostnader i ett studieområde	20
4.2 Steg 2: Jämförelse mellan åtgärds-kostnader och referens-kostnader	21
4.3 Steg 3: Analys av åtgärdernas tillkommande nyttor	23
4.3.1 Steg 3 enligt LM.....	23
4.3.2 BOKS-modellens anpassningar i Steg 3 till svenska förhållanden	27
4.4 Steg 4: Justering av referens-kostnaden mot bakgrund av tillkommande nyttor	33
4.5 Steg 5: Slutlig jämförelse av åtgärds-kostnader och justerad referens-kostnad	33
5 STYRKOR OCH SVAGHETER MED MODELLEN	34
5.1 Övergripande problemställningar	34
5.1.1 Tidsperspektivet.....	34
5.1.2 Tillgång till enhetliga åtgärds-kostnadsdata	34
5.1.3 Känslighet för antaganden.....	35
5.2 Övergripande styrkor	35
5.2.1 Datatillgång.....	35
5.2.2 Ett snabbt och effektivt screeningverktyg	36
5.2.3 Analytiska sidonyttor.....	36
5.3 Några specifika aspekter kring dataanalys och datatillgång.....	36
6 REKOMMENDATIONER FÖR DET FORTSATTA ARBETET	38
6.1 Genomförande av modelltillämpning på svenska HARO:n.	38
6.2 Fördjupad analys inom ett enskilt huvudavrinningsområde.....	38
6.3 Samordnad framtagning av indata.....	38
REFERENSLISTA.....	39

SAMMANFATTNING

Denna rapport är en av tre delar som tillsammans utgör BOKS-modellen. BOKS-modellen, Bedömning av Orimliga Kostnader i Sveriges åtgärdsprogram, är en modell som syftar till att bedöma om kostnader för åtgärder mot övergödning eller hydromorfologiska problem i ett avrinningsområde kan antas vara orimligt höga. BOKS-modellen är en anpassning till svenska förhållanden av den s.k. Leipzig-modellen (Ammermuller et al., 2008). En praktisk vägledning ges i rapporten *BOKS-modellen – praktisk vägledning* (Enveco 2015:3). Den tredje delen av BOKS-modellen utgörs av *BOKS Analysverktyg* (Enveco 2015:4), ett excelverktyg för praktisk tillämpning av modellen i svenska huvudavrinningsområden.

Orimligt höga kostnader är ett av de skäl som enligt vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660) kan föranleda mindre stränga krav, eller tidsfrist, när det gäller att uppnå god status/potential i svenska vattenförekomster.

I rapporten ges en överblick över hur några andra länder har arbetat med frågan kring orimliga kostnader. Överblicken ger en fingervisning om vilka olika ansatser som diskuteras på olika håll. Vissa av exemplen bygger på akademisk litteratur, andra på modeller som är mer förankrade i vattenförvaltningen. Generellt kan konstateras att det ännu inte råder konsensus i Europa kring hur undantag på ekonomiska grunder ska bedömas och motiveras.

Utgångspunkten för BOKS-modellen är att en referenskostnad för åtgärder beräknas (i nuläget omfattas endast åtgärder mot övergödning och hydromorfologiska problem). Referenskostnaderna är nationella och beräknas med hjälp av åtgärds-kostnader från landets samtliga avrinningsområden där åtgärder genomförts, pågår eller beslutats.

Som ett första steg i analysen av ett huvudavrinningsområde jämförs kostnader för åtgärder (mot övergödning eller hydromorfologiska problem) med motsvarande referenskostnad. Om åtgärds-kostnaderna är högre än referenskostnaden är det första kriteriet för orimliga kostnader uppfyllt och analysen går vidare till steg 2. I det motsatta fallet är det inte sannolikt att åtgärds-kostnaderna kan antas vara orimligt höga och analysen avbryts.

I steg två görs en bedömning av åtgärdernas effektivitet när det gäller att uppnå god status/potential, bedömningen resulterar potentiellt i en uppjustering av referenskostnaden som återspeglar åtgärdseffektiviteten. Därefter jämförs åtgärds-kostnaden med referenskostnaden en andra gång. Om åtgärds-kostnaderna fortfarande är högre än referenskostnaden är det andra kriteriet för orimliga kostnader uppfyllt och analysen går vidare till steg 3. I det motsatta fallet är det inte sannolikt att åtgärds-kostnaderna kan antas vara orimligt höga och analysen avbryts.

I steg tre, fyra och fem görs en bedömning av betydelsen av tillkommande nyttor som åtgärderna bedöms kunna bidra med. Tillkommande nyttor utgörs av positiva

förändringar med avseende på tillgången till ekosystemtjänster i huvudavrinningsområdet. Bedömningen resulterar potentiellt i ytterligare en uppjustering av referenskostnaden och en sista jämförelse med åtgärds-kostnaden görs. Om åtgärds-kostnaderna fortfarande är högre än referenskostnaden är det sista kriteriet för orimliga kostnader uppfyllt vilket innebär att området är ett kandidat-område för undantag på ekonomiska grunder. I det motsatta fallet är det inte sannolikt att åtgärds-kostnaderna kan antas vara orimligt höga.

I "kandidat-områden" kan därefter en fördjupad analys genomföras. Analysen bör bygga på ytterligare ekonomiska studier, t.ex. i form av en komplett kostnadsnyttö-analys (CBA), i syfte att avgöra vilka vattenförekomster som ska omfattas av undantagsbestämmelser. I en CBA är ambitionen att omfatta alla kostnader och nyttor som kunnat identifieras, antingen genom kvalitativa eller kvantitativa skattningar eller genom monetariserade värden. Exempel på kostnader och nyttor som kan tänkas ingå i en fördjupad kostnadsnyttö-analys men som inte beaktas i BOKS-modellen kan vara;

- kostnader i form av produktionsbortfall då jordbruksmark tas i anspråk för anläggning av exempelvis våtmark eller skyddszon,
- nyttor i form av produktionsökningar till följd av åtgärder, exempelvis strukturkalkning.

Modellens syfte är inte att bestämma det exakta förhållandet mellan åtgärds-kostnader och nyttor i ett givet geografiskt område, utan att snabbt och med relativt små resurser identifiera "kandidat-områden" för undantag på ekonomiska grunder. Förvaltningsmyndigheterna kan därmed spara tid och resurser genom att på ett enkelt sätt identifiera områden som kräver ytterligare analys och genom att bortprioritera områden där sannolikheten för orimliga kostnader är låg.

Metoden fyller alltså två funktioner;

1. att **identifiera "kandidat-områden"** (huvudavrinningsområden) där åtgärds-kostnaderna kan antas vara orimligt höga. I identifierade områden kan det vara aktuellt att genomföra fördjupade analyser av kostnader och nyttor för att avgöra vilka vattenförekomster som ska omfattas av undantagsbestämmelser, och
2. att **avfärda huvudavrinningsområden** från diskussionen om undantag baserade på orimliga kostnader.

Rapporten ger följande rekommendationer för fortsatt arbete:

- BOKS-modellen bör tillämpas för samtliga huvudavrinningsområden i syfte att identifiera och avfärda kandidat-områden för undantag på ekonomiska grunder.
- För att slutligen kunna fastställa om kostnader är orimliga i ett kandidat-område behöver en metodik för fördjupad analys utvecklas.

- För att spara tid och samtidigt säkerställa att alla datafiler innehåller uppdaterad och konsekvent information bör BOKS-modellens indatafiler sammanställas av VISS-centrum för ett större antal områden samtidigt.

1 INTRODUCTION

Arbetet med EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/eg, infört i svensk lagstiftning genom vattenförvaltningsförordningen, SFS 2004:660, VFF) befinner sig i slutskedet av den första 6-åriga förvaltningscykeln. 2015 ska nya åtgärdsprogram och förvaltningsplaner tas fram. VFF medger i vissa särskilda fall att vattenförekomster undantas från kravet att uppnå god status eller potential till 2015. Det innebär att målet att nå god status eller potential får nås vid en senare tidpunkt (förlängd tidsfrist) alternativt att kravet sätts på en lägre nivå (mindre strängt krav).

En särskild omständighet som kan motivera undantag på ekonomisk grund uppstår när åtgärder för att nå god status/potential har identifierats men bedöms kunna medföra orimliga kostnader att genomföra. HaV (2014) skriver:

”Förlängning av tidsfrist regleras i 4 kap. 9 § VFF och innebär att god status ska uppnås 2021, 2027 eller så snart som de naturliga förhållandena tillåter efter 2027. Förlängd tidsfrist får ges om syftet är att vattenmiljön stegvis ska förbättras så att kvalitetskraven blir uppfyllda vid den senare tidpunkten. Mindre stränga krav regleras i 4 kap. 10 § VFF och innebär att en sämre status än god status accepteras. Beslut om endera undantag får inte innebära att vattnets kvalitet riskerar att försämrats ytterligare.”

Havs- och vattenmyndigheten (2014), s.9.

Enligt 4 kap 9§ VFF får Vattenmyndigheten besluta om förlängning av tidsfrist givet att

- 1) syftet är att vattenmiljön stegvis ska förbättras så att kvalitetskraven blir uppfyllda vid den senare tidpunkten,
- 2) det inte är möjligt av tekniska skäl eller med rimliga kostnader att åstadkomma de förbättringar av vattenmiljön som behövs för att uppfylla kvalitetskraven inom den tid som anges i 2-6 §§, och
- 3) vattnets kvalitet inte riskerar att försämrats ytterligare.

Enligt 4 kap 10§ VFF får Vattenmyndigheten besluta om mindre stränga krav om det är omöjligt eller skulle medföra orimliga kostnader att uppnå kraven. Ett mindre strängt krav får beslutas endast om

- 1) de miljömässiga eller samhällsekonomiska behov som verksamheten fyller inte utan orimliga kostnader kan tillgodoses på ett för miljön bättre sätt,
- 2) alla möjliga åtgärder vidtas för att, med beaktande av verksamhetens karaktär eller vattenförekomstens naturliga tillstånd, uppnå bästa möjliga ekologiska och kemiska status för ytvatten och bästa möjliga tillstånd för grundvatten, samt
- 3) vattnets kvalitet inte riskerar att försämrats ytterligare.

I Sverige har inga undantag från att uppnå miljökvalitetsnormerna hittills kunnat medges på ekonomiska grunder. Orsaken är att det saknas metoder för att bedöma

hur höga åtgärdskostnaderna måste vara för att de ska kunna anses som orimliga och därmed uppfylla kraven för undantag. Eftersom förhållandena varierar stort mellan olika medlemsländer, bl.a. med avseende på förvaltningsmodeller och politisk styrning, har ingen generell metod lanserats inom det europeiska metodutvecklingsarbetet (Common Implementation Strategy, CIS) för hur "orimlighet" ska bedömas. Frågan har istället överlåtits till enskilda medlemsländer. I det pågående arbetet med åtgärdsprogram och förvaltningsplaner för den kommande förvaltningscykeln finns emellertid ett fortsatt behov bland förvaltningsmyndigheterna att kunna göra avvägningar mellan åtgärdskostnader för att uppnå miljökraven och andra samhällsekonomiska intressen.

Även inom arbetet med genomförandet av Havsmiljödirektivet (2008/56/eg, införlivat i svensk lagstiftning genom havsmiljöförordningen, SFS 2010:1341, HMF) ska åtgärdsprogram tas fram till 2015 med syfte att uppnå god miljöstatus i Sveriges marina förvaltningsområden. Även havsmiljödirektivet rymmer möjlighet till undantag från att uppnå miljö kvalitetsmålen med hänvisning till orimligt höga kostnader, men någon metod för att bedöma detta saknas i Sverige.

Denna rapport presenterar en modell som anpassats för svenska förhållanden med syfte att underlätta bedömningar av orimliga kostnader på ekonomiska grunder. Den modell som Enveco har utvecklat för Havs- och vattenmyndigheten ("BOKS-modellen") bygger på den s.k. *Leipzig-modellen* som tagits fram för tyska förhållanden (Ammermuller et al., 2008). Rapporten är disponerad så att kapitel 2 ger en beskrivning av vilka konceptuella utmaningar som finns förknippade med en bedömning kring huruvida kostnader är orimliga, kapitel 3 presenterar den ursprungliga Leipzig-modellen, kapitel 4 beskriver de justeringar som gjorts för att anpassa modellen till svenska förhållanden, och kapitel 5 diskuterar modellens styrkor och svagheter. I kapitel 6 ges rekommendationer gällande det fortsatta arbetet. Som ytterligare stöd för det praktiska arbetet med tillämpningen av BOKS-modellen presenteras i Enveco (2015:3) en mer detaljerad steg-för-steg-vägledning. Vidare har ett excelbaserat analysverktyg tagits fram (Enveco 2015:4).

2 BEDÖMNING AV ORIMLIGA KOSTNADER – NÅGRA UTMANINGAR

En första utmaning vid bedömning av orimliga kostnader ligger i att bestämma systemets avgränsning med avseende på det geografiska område där kostnader för åtgärder ska vägas mot samhällsekonomiska nyttor. Kostnader för åtgärder, exempelvis byggande av vandringsvägar för vandrande fisk eller minskade utsläpp av förorenande ämnen, är ofta platsbundna och avgränsade i tiden. Nyttorna från åtgärderna uppstår däremot ofta på stora avstånd från åtgärdsområdet, exempelvis kan vandringsvägar för fisk innebära utökade lekområden med positiva effekter på ett fiskbestånd inte bara i det aktuella vattendraget, utan även ute till havs. Även nyttornas utsträckning i tiden behöver beaktas vid en jämförelse.

En annan utmaning ligger i att avgränsa analysen tematiskt, dvs. avseende åtgärdernas syfte. Ska alla åtgärder inom ett avgränsat geografiskt område med syfte att uppnå god status/potential omfattas, eller är det mer relevant att utgå från åtgärder som designats för att åtgärda ett specifikt miljöproblem, t.ex. hydromorfologiska förhållanden eller övergödning?

När beslut har fattats avseende geografisk och tematisk avgränsning inleds arbetet med att väga skattade åtgärds-kostnader mot de nyttor som förutses till följd av att man uppnår god status/potential i det valda utvärderingsområdet. Om kostnader kan anses vara betydligt högre¹ än nyttorna finns möjlighet till undantag från att uppnå god status eller till tidsfrist för måluppfyllelsen. Den naturliga analysmetoden för att utreda möjlighet till undantag på ekonomiska grunder är en *kostnads-nyttanalys* vilket i detta fall innebär att skattade åtgärds-kostnader jämförs med de samhälls-ekonomiska nyttorna som god status/potential ger upphov till. För en genomgång av kostnads-nyttanalys se t.ex. Krström & Bonta Bergman (2014) eller Boardman et al. (2010).

Kostnadssidan består av finansiella och administrativa kostnader, samt eventuella framtida skötsel- och driftkostnader. Även negativa konsekvenser för tredje man som kan uppstå till följd av åtgärderna, exempelvis i form av ekonomisk skada på verksamhet eller begränsningar i möjligheten att nyttja vattenresursen till rekreation, ska bokföras som kostnader i analysen.

Nyttan av åtgärderna representeras av de miljöförbättringar (bl.a. stärkta *ekosystemtjänster*) som är resultatet av att god status/potential uppnås i de berörda vattenförekomsterna. För att en jämförelse ska kunna göras med åtgärds-kostnaderna

¹ Något kvantifierat mått på hur mycket större kostnaderna behöver vara anges inte i vägledningen från EC (WG ESA, 2010).

krävs emellertid en ekonomisk värdering av dessa nyttor och den ökning av välbefinnandet hos berörda människor som de ger upphov till.

För att ekonomiskt värdera nyttor till följd av miljöförbättringar finns två metodologiska huvudspår – *Revealed Preferences* (RP) och *Stated Preferences* (SP). En översikt ges i t.ex. Champ et al. (2003) och Freeman (2003). RP-metoder bygger på att nyttan skattas med hjälp av att studera människors beteenden, vilket enligt ekonomisk teori i viss mån speglar de avvägningar som individer är villiga att göra i förhållande till miljön. Till exempel ingår Resekostnadsmetoden i gruppen RP-metoder. Denna metod innebär att de kostnader som individer bär för att ta sig till olika rekreationsområden används som en ledtråd för att skatta en nytta av miljökvaliteten. Efterfrågan på rekreationsrelaterade besök till ett visst område antas bero på faktorer som avstånd, resekostnad, kostnad för ev. övernattnings och områdets miljökvalitet, t.ex. mätt som siktdjup i en vattenförekomst.

SP-metoder bygger på att man med hjälp av att ställa individer inför konstruerade valsituationer försöker skatta individens betalningsvilja för miljöförbättringar. Inom denna metodgrupp finns t.ex. scenariovärderingsmetoden (*Contingent Valuation*, CV) och choice experiments (CE). Gemensamt för metoderna är att man oftast använder någon form av enkät till ett representativt urval ur en målpopulation. I enkäten finns information om nuvarande miljökvalitet och ett eller flera scenarier för miljöförbättringar.

Ekonomiska värden knutna till en miljöförbättring brukar delas in i bl.a. *användarvärden* och *icke-användarvärden*. I SOU (2013:68) ges en översikt av olika typer av naturvärden. Denna översikt är baserad på decennier av tidigare myndighetsarbete och forskning och ger ett ramverk som är väletablerat. Liknande beskrivningar finns i t.ex. G8-ländernas initiativ TEEB (2010) samt FN-initiativet Millennium Ecosystem Assessment (2005).

Till användarvärden hör t.ex. värdet av kunna bada i rent vatten, konsumera fisk och andra naturresurser, promenera längs en estetiskt tilltalande strandpromenad, ägna sig åt fågelskådning, etc. Den här typen av värden anses kunna fångas upp av både RP-metoder och SP-metoder. Med icke-användarvärden avses *existensvärden* (t.ex. värdet av vetenskapen om att en art eller ett ekosystem bevaras), *altruistiska värden* (värdet av att andra ska få nytta av arten eller ekosystemet), och *arvsvärden* (värden av att säkerställa biodiversitet till framtida generationer). Den första forskningen kring existensvärden gjordes för snart 50 år sedan av Krutilla (1967) och sedan dess har det kommit att bli en väl utbredd standard att denna värdetyp bör ingå i samhällsekonomiska bedömningar som rör miljön. Det har i ett stort antal studier visats att dessa värden är stora, vilket innebär att människor är villiga att göra privatekonomiska uppoffringar för vetenskapen om att ekosystemen är i ett gott skick, och å andra sidan, att en välfärdsförlust uppstår om ekosystemen försämras. Det är bara gruppen SP-metoder som kan fånga upp dessa värden kvantitativt.

En ytterligare metodtyp som är vanligt förekommande är Värdeöverföring. Denna metod bygger på att resultat från någon eller några tidigare värderingsstudier knutna till en viss plats används för att ge ledtrådar om värdet på en liknande miljöförändring på en annan plats. Se Enveco (2014) för en metodgenomgång och tillämpning av metoden på svenska vattenförekomster.

Att genomföra en kostnads-nyttoanalys av projekt, åtgärder, lagförslag osv. kan ge resultat med mycket god träffsäkerhet i förhållande till en bedömning om huruvida kostnaderna kan anses vara orimligt stora, även om det alltid finns osäkerheter, inte minst kopplade till värdering av ekosystemtjänster. Det är dock resurskrävande att ta fram de naturvetenskapliga och ekonomiska data som krävs för en fullskalig analys. Därför är det sällan är praktiskt möjligt för myndigheter, verksamhetsutövare m.fl. att genomföra analyserna i den utsträckning som egentligen vore motiverat, vilket ställer krav på kompletterande verktyg för att bättre kunna prioritera analysresurser till där de ger mest nytta.

3 LEIPZIGMODELLEN OCH ANDRA ERFARENHETER INOM EU

3.1 En urvalsmetod för bedömning av undantag på ekonomiska grunder

Av tids- och resursskäl är det inte alltid praktiskt möjligt för vattenmyndigheter och beredningssekretariat att genomföra kostnads-nyttoanalyser enligt beskrivningen i föregående kapitel för varje vattenförekomst, eller grupp av vattenförekomster, där åtgärdskostnaderna misstänks överstiga nyttorna på ett betydande sätt. Det finns därmed ett behov av en mindre resurskrävande metod som kan användas för att sortera ut de områden som sannolikt kan vara kandidater för undantag på ekonomiska grunder. För detta begränsade antal områden kan sedan fördjupade analyser genomföras för att slutligen fastställa eller avfärda möjligheten till ekonomiskt undantag.

En sådan förenklad modell utgörs av den s.k. Leipzigmodellen (LM) som utvecklades 2008 vid Universitet i Leipzig i samarbete med Helmholtz centret för miljöforskning samt Ecologic Institute i Berlin (Ammermuller et al., 2008). Utvecklingen gjordes på uppdrag av de tyska delstaterna Nordrhein-Westfalen, Thüringen och Rheinland-Pfalz och innebär ett avsteg från den traditionella kostnads-nyttoanalysen genom att nyttorna av åtgärder inte värderas monetärt. Istället tillämpas en semi-kvalitativ metod där expertbedömningar tillsammans med förenklade kvantitativa skalor används för att beskriva åtgärdsnyttor. I en stegvis process används sedan den skattade åtgärdsnyttan för att justera den referensnivå ("referenskostnaden") mot vilken aktuella åtgärdskostnader ska jämföras för bedömning av orimlighet.

Leipzigmodellen syftar till att vara ett urvalsverktyg som med relativt små resurser kan användas för att identifiera sådana områden där det finns risk för att åtgärdskostnaderna är orimligt höga.

Modellens syfte är inte att bestämma det exakta förhållandet mellan åtgärdskostnader och nyttor i ett givet geografiskt område, utan att snabbt och med relativt små resurser identifiera "kandidatområden" för undantag på ekonomiska grunder. Förvaltningsmyndigheterna undviker på detta sätt tids- och resurskrävande kostnadsnyttoanalyser där bristen på data ofta omöjliggör en fullständig analys.

I områden där analysen visar att åtgärdskostnaderna överstiger nyttorna kan det krävas fördjupade analyser för att slutligen avgöra om det föreligger grund för undantag på ekonomiska grunder.

I områden där analysen visar att åtgärdskostnaden är lägre än motsvarande referenskostnad bedöms sannolikheten som låg att orimliga kostnader kan påvisas.

Det är viktigt att komma ihåg att beslut om undantag ofta har en politisk dimension. Under alla omständigheter utgör resultatet från Leipzigmodellen ett möjligt underlag när allmänhet och intressenter i samhället bjuds in till samråd kring föreslagna åtgärdsprogram och undantag.

3.2 Kortfattad genomgång av existerande modeller och erfarenheter i andra medlemsländer

Nedan ges en överblick över hur några andra länder har arbetat med frågan kring orimliga kostnader. Överblicken är inte avsedd att vara heltäckande, utan ger istället en fingervisning om vilka olika ansatser som diskuteras på olika håll. Vissa av exemplen bygger på akademisk litteratur, andra på modeller som är mer förankrade i vattenförvaltningen.

3.2.1 Danmark

I Jensen et al (2013) beskrivs hur en enklare form av kostnads-nyttoanalys kan genomföras som ett urvalsverktyg med syfte att göra en första grovfiltrering av områden där kostnaderna för åtgärder kan tänkas vara orimligt höga. Verktöget tillämpas i studien på 23 avrinningsområden i Danmark där kostnader och nyttor beräknas för vart och ett av områdena. Resultaten tyder på orimligt höga kostnader i ett flertal danska avrinningsområden. Med hjälp av en känslighetsanalys har 2-3 områden identifierats som är i behov av mer utförliga kostnads-nyttoanalyser för att kunna ge mer precisa svar på frågan om kostnaderna verkligen är orimliga.

En viktig utgångspunkt för det verktyg som föreslås är att hellre överskatta kostnaderna och underskatta nyttorna, än tvärtom. Syftet med detta är att få en bild av värsta scenariot, vilket anses vettigt med tanke på de osäkerheter som finns vid skattningen av såväl kostnader som nyttor i en kostnads-nyttoanalys. Verktöget har tillämpats genom att bedöma storleken på nyttorna och kostnaderna av att uppnå god status jämfört med dagens situation i 23 danska avrinningsområden.

3.2.2 Frankrike

Den franska ansatsen till bedömning av orimliga kostnader har beskrivits som fokuserad på sociala aspekter (Görlach och Pielen, 2007). Tillvägagångssättet i en fallstudie för avrinningsområdet Seine-Normandie var att som ett första steg sätta åtgärds-kostnader i relation till nuvarande utgifter för vattenförvaltningen. Det innebär i praktiken att om den årliga kostnaden för de åtgärder som krävs för att uppnå GES inte överskrider nuvarande utgifter för vattenförvaltningen med mer än 20 % kan de inte bedömas vara orimliga. Om åtgärds-kostnaderna däremot överstiger 20 % krävs en fördjupad analys. Nackdelen är att gränsen 20 % verkar något gripen ur luften, men fördelen är enkelheten. Precis som Leipzig-modellen, den brittiska och

danska modellen handlar även denna ansats i första hand om att göra en form av grovfiltrering av platser där åtgärdskostnaderna kan misstänkas vara orimligt höga. För de platser som kan pekas ut som kandidater för orimligt höga kostnader rekommenderas en kostnads-nyttoanalys, i vilken nyttosidan kan uppskattas med hjälp av värdeöverföring. Det huvudsakliga syftet med kostnads-nyttoanalysen i det här fallet är att utgöra utgångspunkt för diskussioner med olika intressenter.

Görlach och Pielen (2007) beskriver även att annat exempel från Frankrike (Courtecuisse, 2005) som argumenterar för en bedömning av orimliga kostnader baserat på hushållens inkomster och kostnaderna för VA. Huvudpoängen med denna ansats är att testa kvoten VA-avgift/genomsnittlig disponibel hushållsinkomst. I den franska region där detta testades var inkomstnivån på sina håll mycket låg (ca 20 % under det franska genomsnittet). Det gjorde att kostnaderna för VA bedömdes vara orimligt höga i flera områden enligt gränsvärden som förts fram av OECD och EU. Metoden kan i viss mån belysa sociala aspekter av när kostnader är orimligt höga enligt Görlach och Pielen (2007) men är otillräcklig vad gäller hänsynstagande till potentiella transfereringar mellan fattiga och rika regioner och möjligheten att justera VA-taxor beroende på hushållens betalningsförmåga.

3.2.3 Nederländerna

Diskussionen i Nederländerna handlade från början om att definiera "orimliga kostnader" eftersom det inte finns definierat i ekonomisk teori. Görlach och Pielen (2007) hänvisar till en holländsk rapport skriven av Roy Brouwer (2005)² som föreslår att detta kan göras baserat på de finansiella och samhällsekonomiska konsekvenserna av åtgärder och även de positiva konsekvenserna (=GES uppnås). Medan de finansiella konsekvenserna utgörs av nettokostnaden för en åtgärd handlar de samhällsekonomiska konsekvenserna om fördelningen av nettokostnader mellan olika ekonomiska aktörer. Distinktionen mellan finansiella och samhällsekonomiska kostnader har enligt Brouwer bäring på valet av verktyg för att bedöma orimlighet; nettokostnader bör analyseras med hjälp av kostnads-nyttoanalys, och samhällsekonomiska konsekvenser genom en analys av finansiella flöden för att på så vis se hur kostnadsbördan fördelas mellan olika aktörer och sektorer.

Brouwer listar ett antal möjliga kriterier för att bedöma orimlighet, t.ex. påverkan av åtgärder på tillväxt, priser, skatter och avgifter och därigenom hushållens inkomst, samt fördelningen av kostnadsbördan mellan hushåll, jordbruk och industri. Kontentan är att oavsett vem som bär kostnaden i första läget kommer de till sist drabba hushållen genom högre priser, skatter eller avgifter. Då det inte finns något

² Referens saknas. För en översiktlig genomgång av rapportens innehåll hänvisas till Görlach och Pielen (2007).

enkelt sätt att besvara hur höga kostnader (som andel av hushållsinkomsten) som kan anses acceptabla landar Brouwer i slutsatsen att bedömningen av orimlighet i grund och botten är ett politiskt beslut som ekonomiska verktyg endast kan bidra till.

3.2.4 Storbritannien

I Storbritannien tillämpas en anpassad kostnads-nyttoanalys för att utvärdera om åtgärds-kostnader kan anses vara orimligt höga. Som stöd för genomförande av analysen har ett vägledningsdokument utvecklats med tillhörande excel-verktyg för att bistå arbetet med förvaltning av avrinningsområden. Vägledningsdokumentet fokuserar i första hand på att ge stöd kopplat till värdering av ekosystemtjänster i ett avrinningsområde (Environmental Agency, 2013).

Metoden som beskrivs i vägledningsdokumentet utgörs av tre huvudsakliga steg där kostnaden för olika åtgärds-kombinationer som förväntas leda till god ekologisk status/potential jämförs mot det ekonomiska värdet av de nyttor som åtgärderna bedöms medföra. Nyttorna kopplas till effekter på berörda ekosystemtjänster och det ekonomiska värdet bedöms med hjälp av resultat från en nationell storskalig värderingsstudie (NWEBS, National Water Environment Benefit Study). Den stegvisa processen beskrivs översiktligt nedan:

Steg 1 ("Qualitative description") omfattar en identifiering av de miljöeffekter som förväntas uppnås genom åtgärderna, dessa kopplas till påverkan på relevanta ekosystemtjänster. Här görs också en kvantifiering ("Quantitative description") av den förväntade effekten på ekosystemtjänsterna som sedan används i analysens steg 2 ("Stage 1 valuation"). I detta steg skattas det ekonomiska värdet av åtgärdernas effekter för ett urval ekosystemtjänster med hjälp av värdeöverföring från den storskaliga betalningsviljestudien NWEBS. Resultatet från steg 2 används för att grovsortera områden med avseende på deras relevans för undantag på ekonomiska grunder. För områden där kvoten mellan nyttor och kostnader (N/K^3) befinner sig i intervallet 0,5-1,5 görs som steg 3 en andra fördjupad analys ("Stage 2 valuation") där fler ekosystemtjänster inkluderas för att uppnå bättre precision. För områden där $N/K < 0,5$ är kostnaderna dubbelt så höga som (eller högre än) nyttorna och området är därmed en kandidat för ekonomiskt undantag. För områden där $N/K > 1,5$ bedöms nyttorna vara så höga att området utesluts som kandidat för undantag (COWI, 2014). I steg 4 beskrivs att om behovet kvarstår av mer precis information om ekosystemtjänsternas ekonomiska värde i ett visst område genomförs en ny värderingsstudie, men i vägledningen beskrivs detta samtidigt som en form av "överkurs".

³ I originalrapport B/C (Benefits / Costs)

3.2.5 Sammanfattning av olika medlemsländers erfarenheter

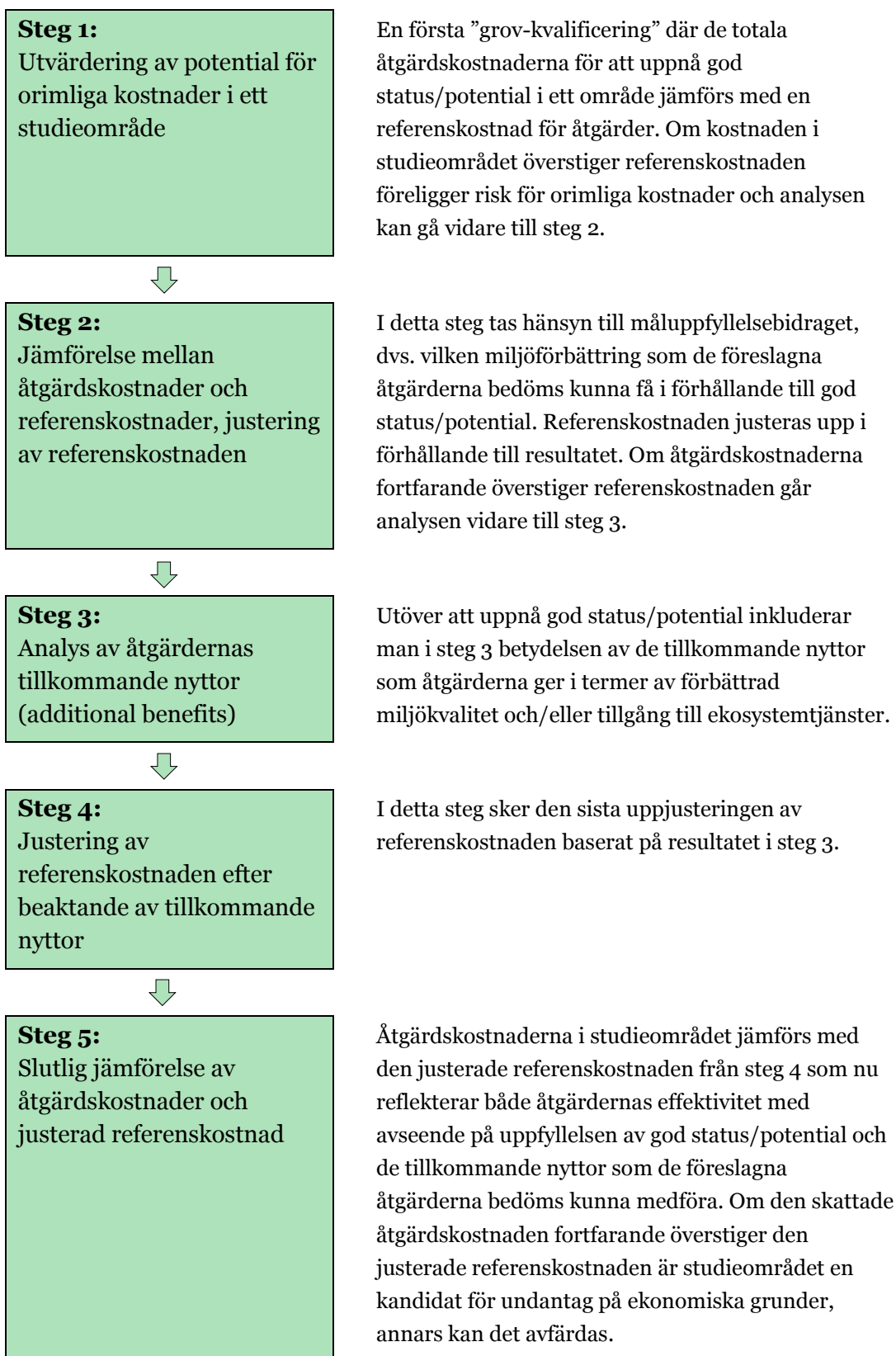
Några reflektioner kan göras baserat på denna kortfattade genomgång av hur ett litet urval medlemsländer försökt hantera bedömningen av orimliga kostnader på ekonomiska grunder:

- Erfarenheterna skiljer sig åt mellan medlemsländerna men de flesta utgår ifrån ett kostnads-nyttoanalysperspektiv i någon form. Det finns en viss samstämmighet i att kostnads-nyttoanalys är den metod som från ett ekonomiskt teoretiskt perspektiv är mest korrekt.
- Förenklade varianter av kostnads-nyttoanalyser föreslås för att som ett första steg kunna fungera som grovfilter av platser där åtgärdskostnaderna kan misstänkas vara orimligt höga. Detta är något som visar sig i exempel från Danmark, Frankrike, Tyskland och Storbritannien.
- Medvetenheten är hög om att det inte är rimligt att med hjälp av nya värderingsstudier fullt ut monetarisera nyttorna som uppstår till följd av åtgärder. Värdeöverföring föreslås ofta vara ett lämpligare alternativ, se t.ex. Danmark och Storbritannien. Samtidigt konstateras också att om mer precisa svar behövs kan nya studier vara motiverade.
- På senare år har nyttan av åtgärder på vattenområdet allt oftare börjat uttryckas i termer av ekosystemtjänster, vilket synliggör betydelsen av de ekologiska systemen för människan och underlättar dialogen med intressenter. Detta exemplifieras t.ex. av Storbritannien och Tyskland.
- Andra ansatser till bedömning av orimliga kostnader tar avstamp i sociala aspekter – t.ex. hur stor del av den disponibla inkomsten är rimlig att behöva betala för VA? Eller, hur ser fördelningen av åtgärdskostnader ut mellan olika grupper/sektorer i samhället? Se t.ex. Frankrike och Nederländerna.
- Till sist kan konstateras att såväl den ursprungliga Leipzig-modellen som BOKS-modellen ligger någorlunda nära tankesättet i den brittiska analysen, som tydligt utgår ifrån ett kostnads-nyttoperspektiv och jämför åtgärdskostnader med nyttor. Värderingen av nyttorna sker genom identifiering, kvantifiering och ”stegvis” monetarisering av ekosystemtjänsterna som åtgärderna ger upphov till.

4 BOKS-MODELLEN - EN MODELL ANPASSAD FÖR SVENSKA FÖRHÅLLANDEN

BOKS-modellen för bedömning av orimliga kostnader bygger i stor utsträckning på Leipzigmodellen (LM) (Ammermüller et al. 2008). Dock har anpassningar gjorts till svenska förhållanden.

I figur 1 ges en schematisk bild av LM:s olika steg, vilket också utgör BOKS-modellens grundläggande procedur. I avsnitt 4.1-4.5 ges därefter en beskrivning av hur LM har anpassats steg för steg till svenska förhållanden. I Enveco (2015:3) ges en praktisk vägledning för arbete utifrån BOKS-modellen i Sverige.



Figur 1. Leipzigmodellens/BOKS-modellens fem steg.

4.1 Steg 1: Utvärdering av potential för orimliga kostnader i ett studieområde

Detta steg innebär en första bedömning där kostnaderna för att uppnå god status/potential i studieområdet jämförs med en referenskostnad som motsvaras av mediankostnaden⁴ i länet, vattendistriktet eller landet. Om kostnaden i studieområdet överstiger referenskostnaden föreligger risk för orimlighet och analysen går vidare till steg 2. Om kostnaden är lägre än referenskostnaden kan området avfärdas som kandidat till undantag på ekonomiska grunder.

Ett antal preciseringar behöver göras i anslutning till ovanstående bedömning. Till exempel:

- A. På vilken geografisk skala ska bedömningar grundas? Området får inte vara så stort att förhållandena i enskilda vattenförekomster förlorar sin betydelse, samtidigt får inte skalan vara så liten att den administrativa bördan att utföra analysen blir resurs- och tidsmässigt övermäktig. Vidare behöver den geografiska skalan vara tillräckligt stor för att de ”tillkommande nyttor” som ingår i analysen ska vara relevanta och möjliggör ett uppströms-nedströmsperspektiv i analysen.
- B. Vilken geografisk skala ska vara grunden för referenskostnaden?
- C. Ska bedömningar göras på kostnader som helhet för att uppnå god status/potential eller ska de göras baserat på kostnader för att uppnå delmängder i miljökvalitetsnormerna?
- D. Vilken enhet ska användas för kostnadsberäkningarna? Möjliga val är t.ex. att räkna i termer av SEK/km² vatten som berörs, SEK/km vattendragssträcka eller SEK/invånare i området.

Vägvalen i anslutning till ovanstående frågeställningar kan vara styrande för resultaten. Ett antal inriktningsbeslut har gjorts i samråd med Havs- och vattenmyndigheten:

- A. Den geografiska skala som utgör grunden för bedömningar är huvudavrinningsområdesnivå (HARO).

⁴ Ett alternativt val kan vara medelkostnad. Dock kan medelkostnaden påverkas i hög grad av enskilda huvudavrinningsområden med särskilt höga kostnader. Av denna anledning används mediankostnaden som bas för referenskostnadsberäkningen i såväl den ursprungliga LM som i BOKS-modellen.

- B. Referenskostnaden grundar sig i årsmedianvärdet för åtgärds kostnader i samtliga HAROn, dvs. medianvärdet för nationen som helhet bedöms och kostnaderna är utslagna per år.
- C. Modelltillämpningen baseras på huvudsakliga komponenter av god status/potential, t.ex. åtgärder inriktade mot hydromorfologi eller övergödning.
- D. Den huvudsakliga enheten för kostnadsberäkningar är SEK/km rinnsträcka och år i vattenförekomsterna. Vad gäller sjöar, för vilka "rinnsträckan" inte är lika tydlig, har efter samråd med Havs- och vattenmyndigheten en proxy använts som bygger på att "rinnsträckan" i en sjö är dess omkrets dividerat med två.

4.2 Steg 2: Jämförelse mellan åtgärds kostnader och referenskostnader

I detta steg tas hänsyn till åtgärdernas måluppfyllelsebidrag, dvs. vilken miljöförbättring som de föreslagna åtgärderna bedöms kunna få i förhållande till god status/potential. Tanken är att en kraftig förbättring av miljötillståndet i ett vattendrag är ett motiv för att acceptera högre åtgärds kostnader. Enligt detta resonemang justeras referenskostnaden som fastställts i steg 1 genom multiplikation med någon av följande vikter;

någon förbättring av status	1
måttlig förbättring av status	1,5
stor förbättring av status	2

Därefter undersöks om åtgärds kostnaden i studieområdet är högre än den justerade referenskostnaden. Om så är fallet kan analysen fortsätta med steg 3. Om inte så kan området avfärdas som kandidat till undantag på ekonomiska grunder.

BOKS-modellen bygger på att varje enskild åtgärd utvärderas utifrån a) förmågan att förbättra status för enskilda kvalitetsfaktorer, samt b) åtgärdens geografiska betydelse. Dessa variabler vikts i sig utifrån skalan 1; 1,5; 2, och utgör tillsammans grunden för en uppjustering av referenskostnaden i steg 2.

Följande preciseringar har gjorts vad avser a) och b)

- a) *En åtgärds förmåga att förbättra status för enskilda kvalitetsfaktorer, samt den potentiella förbättringen:*

Denna delvikt bestäms genom att 1) undersöka vilka kvalitetsfaktorer som träffas av åtgärden, samt 2) utvärdera genomsnittlig förbättringspotential hos dessa kvalitetsfaktorer. Grundprincipen vid beräkningen av vikten för potentiell statusförbättring som kan uppnås via en specifik åtgärdstyp är att åtgärder som berör

vattenförekomster där de relevanta kvalitetsfaktorerna har de lägsta statusklassningarna, "Dålig" (D) och "Otillfredsställande" (O) ges den högsta vikten; 2. Vikten förklaras av att förbättringspotentialen sannolikt är hög i dessa vattenförekomster.

Till vattenförekomster med statusen "Måttlig" (M) ges vikten 1,5, och till de högre statusklasserna "God" (G) och "Hög" (H) ges vikten 1 då potentialen för förbättring antas vara låg då statusen redan är god eller hög. Varje åtgärds sammantagna vikt beräknas enligt;

$$\text{Vikt för potentiell statusförbättring} = \frac{((\Sigma D + \Sigma O) * 2 + \Sigma M * 1,5 + (\Sigma G + \Sigma H) * 1)}{(\Sigma D + \Sigma O + \Sigma M + \Sigma G + \Sigma H)} \quad (\text{Ekv. 1})$$

b) En åtgärds geografiska betydelse:

Denna delvikt bestäms genom att undersöka hur många vattenförekomster som påverkas av åtgärden som andel av HAROt's alla vattenförekomster. Om andelen berörda vattenförekomster är mindre än eller lika med 15 % ges delvikten 1. Om andelen berörda vattenförekomster är större än 75 % ges delvikten 2. Om andelen ligger däremellan ges delvikten 1,5.

Övergripande vikt

Den övergripande vikten för studieområdet, som sedan ligger till grund för en justering av referenskostnaden, beräknas slutligen enligt följande;

- Först beräknas medelvärdet av vikterna för potentiell statusförbättring som beräknats för alla de åtgärdestyper som förekommer i HAROt, $\overline{PSF}$.
- Därefter fastställs den högsta vikten för geografisk betydelse som fastställts bland de åtgärder som genomförts, pågår eller beslutats i HAROt, $\max(GB)$ ⁵.
- Den *övergripande vikten* beräknas slutligen som medelvärdet av de två delvikterna enligt;

⁵ I beräkningen av den övergripande vikten används den högsta Geografiska betydelsen ($\max GB$) som identifierats bland de åtgärder som genomförts, pågår eller beslutats i ett huvudavrinningsområde. Valet motiveras av att åtgärder vars måluppfyllelsebidrag berör fler vattenförekomster än den där själva åtgärden vidtas dels är kostnadseffektiva, och dels representera positiva uppström (exv. utrivning av vandringshinder) och nedströmseffekter (exv. minskat näringsämnesläckage) som i övrigt inte är representerade i BOKS-modellen.

$$\text{Övergripande vikt} = \frac{\overline{PSF} + \max(GB)}{2} \quad (\text{Ekv. 2})$$

Därefter justeras referenskostnaden genom att den skattade referenskostnaden från Steg 1 multipliceras med den övergripande vikten. Se exempel för Viskans avrinningsområde i Enveco (2015:3).

4.3 Steg 3: Analys av åtgärdernas tillkommande nyttor

Utöver åtgärdernas huvudsakliga nytta, att uppnå god status/potential, inkluderas i steg 3 betydelsen av de tillkommande nyttor som åtgärderna ger upphov till. De tillkommande nyttorna kan grovt beskrivas som ekosystemtjänster.

Modellbeskrivningen i denna rapport beskrivs i två delar. Avsnitt 4.3.1 redovisar grunden för Steg 3 utifrån LM. Avsnitt 4.3.2 redovisar därefter de anpassningar som gjorts till svenska förhållanden i BOKS-modellen.

4.3.1 Steg 3 enligt LM

Steg 3 bygger på en indelning av nyttan i ett antal nyttokategorier, som var och en utvärderas mot bakgrund av åtgärderna i avrinningsområdet. Ammermuller et al. (2008) föreslår en indelning av nyttan i fem nyttokategorier:

- ekologi (habitat, biodiversitet m.m., samt åtgärdernas bidrag till uppfyllelsen av andra direktiv)
- tillhandahållande av och rening av vatten
- översvämningsskydd
- erosionsskydd

Den tillkommande nyttan analyseras i fyra delsteg. I delsteg A görs en poängbedömning av eventuella positiva effekter i olika nyttokategorier. Poäng sätts i respektive nyttokategori mellan 0 (ingen tillkommande nytta) och 5 (mycket hög tillkommande nytta). I delsteg B fastställs betydelsen av respektive nyttokategori inom det specifika avrinningsområdet och vägningsfaktorer tas fram. I delsteg C beräknas det slutliga nyttovärdet för de ingående nyttokategorierna genom att poängbedömningarna från delsteg A sammanvägs med vägningsfaktorer från delsteg B. I delsteg D summeras nyttovärdena. Det totala nyttovärdet bedöms på en skala från 0-100 och detta värde utgör grunden för en eventuell ytterligare uppjustering av referenskostnaden.

För att illustrera metodiken ges i tabell 1 ett exempel från en applicering av LM i ett fallstudieområde i Tyskland (Ems/Hase, ESAWADI, 2013). De angivna värdena i tabellen gäller för studieområdet i ESAWADI och utarbetades i en workshop där

experter och intressenter ombads beskriva de positiva effekter som kunde förväntas från föreslagna åtgärder. I tabell 1 redovisas slutpoängerna i respektive nyttokategori. Dessa värden multipliceras sedan med en vägningsfaktor till ett nyttovärde. Det totala nyttovärdet beräknas därefter som summan av nyttovärdena för respektive nyttokategori. Vägningsfaktorerna är satta så att de summerar till 20. I tabell 1 ges ekologi störst vikt, med en vägningsfaktor om 8,25 (41,25 % av den totala vikten).

Tabell 1. Sammanställning av resultat från ESAWADI 2013. Sammanställningen omfattar endast åtgärder mot problem kopplade till hydromorfologi.

Nyttokategori	Slutpoäng nyttokategori (0-5)	Vägningsfaktor	Nyttovärde
Ekologi	4,6	8,25 (41,25 %)	38
Tillhandahållande av och rening av vatten	2	3,25 (16,25 %)	6,5
Översvämningsskydd	3,7	3,25 (16,25 %)	12
Erosionsskydd	3,2	2 (10 %)	6,4
Turism och rekreation	3,5	3,25 (16,25 %)	11,4
Totalt nyttovärde			74,3

Nedan preciseras den grundläggande metoden från LM i de olika delstegen.

Delsteg A: poängbedömning

I den ursprungliga modellen föreslår Ammermuller et al. ett förfarande där poängsättningen i respektive nyttokategori görs utifrån nedanstående kriterier, se tabell 2.

Tabell 2. Kriterier för poängsättning (fritt översatt från Ammermuller et al. 2008).

Poäng	Förklaring
0 (ingen nytta)	Åtgärderna bedöms inte ha någon positiv effekt på nyttokategorierna, ingen effekt har kunnat påvisas.
1 (mycket ringa nytta)	Åtgärderna har endast en mycket begränsad effekt på nyttokategorierna, exempelvis då bara en liten del av vattenförekomsten eller studieområdet med liten relevans för helheten berörs.
2 (ringa nytta)	Åtgärdernas effekt på nyttokategorierna är måttlig och regionalt begränsad. Dessutom bedöms berörda nyttokategorier ha låg betydelse i vattenförekomsten eller studieområdet.
3 (måttlig nytta)	Effekten på nyttokategorierna kan anses måttlig om: (1) Betydande nyttoeffekter har kunnat fastställas, dock regionalt begränsade, inom nyttokategorier som bedöms ha låg betydelse i studieområdet eller vattenförekomsten. (2) Ringa till måttliga nyttoeffekter har kunnat påvisas inom nyttokategorier med hög betydelse i studieområdet eller vattenförekomsten.
4 (hög nytta)	Nyttoeffekten kan anses hög om: (1) Betydande effekter kan knytas till nyttokategorier med hög betydelse för studieområdet eller vattenförekomsten. (2) måttliga effekter kan knytas till nyttokategorier med hög betydelse för studieområdet eller vattenförekomsten, samt större geografisk skala.
5 (mycket hög nytta)	Mycket hög nytta uppstår bara när mycket höga nyttoeffekter kan kopplas till nyttokategorier med hög betydelse i studieområdet eller vattenförekomsten såväl som på större geografisk skala

I Ammermuller et al. ges vidare flera exempel på hur slutpoängen för olika nyttokategorier kan skattas genom att dela in respektive nyttokategori i underliggande effektkategorier. I tabell 3 nedan återges ett exempel för nyttokategorin *Turism/rekreation samt kulturella tjänster*. I tabellen redovisas de effekter som förväntas av de identifierade åtgärderna (kolumn 1), relevanta indikatorer för effekterna (kolumn 2), och de ekosystemtjänster/aktiviteter som berörs av effekterna (kolumn 3). I den fjärde kolumnen beaktas den geografiska skalan på vilken nyttorna uppträder och i den femte kolumnen redovisas utdelad poäng. Slutpoängen för den aktuella nyttokategorin utgörs av medelvärdet av utdelade poäng (se text under tabellen).

Tabell 3. Exempel på poängsättning i nyttokategorin turism/rekreation samt kulturella tjänster i en fiktiv vattenförekomst (fritt översatt från Ammermuller et al. 2008). Observera att detta exempel inte är detsamma som ges i ESAWADI (2013) för nyttokategorin Turism/rekreation och kulturella tjänster i tabell 1).

Effektkategori	Indikator	Relevans	Geografisk skala	Poäng
Biologisk återställning	Areal (m ²)	Potential för rekreation, Möjliga fritidsaktiviteter,	Regional och högre	3
Förbättrad vattenkvalitet	Relevant kvalitets-parameter	Alternativa närliggande friluftsområden, Potential för försäljning i	Regional och högre	2
Förbättrat flöde	Flöde (m ³)	anslutning till fritidsaktiviteter,	Regional och högre	0
Minskat flöde	Flödes-hastighet (m/s)	Antal övernattningar, Antal besökare, Särskild vikt vid: UNESCO världsarv, Omnämmande i legender och lokala historier m.m.	Regional och högre	1

Slutpoäng för nyttokategorin Turism/rekreation och kulturella tjänster; $N = (3+2+0+1)/4 = 1,5$.

Slutpoängen tabellförs tillsammans med slutpoänger för övriga nyttokategorier för fortsatt beräkning av det totala nyttovärdet, se exempel i tabell 1 (kolumn 2).

Delsteg B: vägningsfaktorer

Betydelsen av respektive nyttokategori i det specifika studieområdet fastställs i termer av vägningsfaktorer. Dessa vägningsfaktorer återspeglar hur viktig respektive nyttokategori bedöms vara i studieområdet relativt övriga nyttokategorier. Modellen är konstruerad så att vägningsfaktorerna tillsammans behöver summera till 20. I den ursprungliga LM tilldelades den första nyttokategorin, ekologi, vikten 8 och övriga kategorier vikten 3 (Σ 20). I ESAWADI-rapportens fallstudieområde befanns kategorin erosionsskydd spela en underordnad betydelse vilket föranledde en annorlunda fördelning av vikter, se tabell 4.

Tabell 4. Exempel på vägningsfaktorer i ett studieområde. I Ammermuller et al. (2008) omfattas samtliga åtgärder som krävs för att uppnå god status, i ESAWADI-studien omfattas endast åtgärder kopplade till hydromorfologiska problem.

	Ammermuller et. al 2008	ESAWADI 2013
Ekologi	8	8,25
Tillhandhållande och rening av vatten	3	3,25
Översvämningsskydd	3	3,25
Erosionsskydd	3	2
Turism/rekreation samt kulturella tjänster	3	3,25

Delsteg C: nyttovärden

Ett nyttovärde för respektive nyttokategori beräknas genom att slutpoängerna för nyttokategorierna multipliceras med respektive vägningsfaktor. Det totala nyttovärdet fås genom en summering av nyttovärdena från de fem nyttokategorierna.

Delsteg D: justeringsfaktor

Det skattade totala nyttovärdet översätts slutligen till en procentsats som används för den justering av referenskostnaden som görs i modellens steg 4. Översättningen görs enligt tabell 5. I fallet med ESAWADI-studien (tabell 1) innebär resultatet (totalt nyttovärde = 74,3) att den från Steg 2 justerade referenskostnaden ska justeras upp med ytterligare 80 % (och alltså multipliceras med 1.8).

Tabell 5. Justering av referenskostnaden baserat på tillkommande nyttor.

Totalt nyttovärde	Justeringsfaktor
0-10	Ingen justering
11-29	20 %
30-49	40 %
50-69	60 %
70-89	80 %
90-100	100 %

4.3.2 BOKS-modellens anpassningar i Steg 3 till svenska förhållanden

Ett antal anpassningar har gjorts i Steg 3 utifrån LM, för att detta steg ska koppla an till svenska förhållanden. Dessa anpassningar rör i huvudsak *nyttokategorier* samt *bedömning av nyttovärde*. Vidare ges rådgivande principer för en bedömning av vägningsfaktorer. Dessa tre aspekter redovisas nedan.

Nyttokategorier

Följande nyttokategorier, med tillhörande effektkategorier, utgör grunden för BOKS-modellen:

1. Ekologi

E1: Konnektivitet

E2: Gröna korridorer

E3: Status angränsande vattenförekomster

E4: Habitatförbättringar

2. Tillhandahållande och rening av vatten

T1: Ökat flöde

T2: Förbättrad vattenkvalitet

3. Översvämningsskydd

F1: Ökad retentionskapacitet⁶

F2: Reducerade flödestoppar

4. Erosionsskydd

ER1: Minskad erosion

5. Klimatpåverkan

C1: Ökat upptag av klimatgaser

C2: Minskade utsläpp av klimatgaser

6. Turism och rekreation

ToR1: Biologisk återställning

ToR2: Förbättrad vattenkvalitet

ToR3: Naturliga flöden

I stora drag följer dessa kategorier LM. Dock är nyttokategorin Klimatpåverkan tillagd, och effektkategorierna är något justerade.

⁶ Observera att begreppet retention här avser retention av vattenflöden och inte retention av näringsämnen.

Poängsättning i nyttokategorierna

En poängsättning görs för var och en av effektkategorierna under respektive nyttokategori. Dessa vägs sedan samman i ett medelvärde som utgör slutpoängen för nyttokategorin. Beroende på effektkategori tillämpas två olika modeller för poängbedömning (se Enveco 2015:3 för en illustration av bedömningen), se A) och B) nedan. Modellerna för poängbedömning är avsedda att vara i första hand rådgivande snarare än att utgöra en mycket fast struktur. Det kan finnas lokala förutsättningar som gör att man vid tillämpning av modellen har skäl att sätta en högre eller lägre poäng än vad nedanstående kriterier innebär.

A. Effektkategorin poängbedöms med utgångspunkt från påverkan på kvalitetsfaktor/er

I vissa fall är det rimligt att använda åtgärdernas effekt på olika kvalitetsfaktorer som en nyckelindikator på omfattningen av nyttan som genereras. I de fall åtgärdernas effekt i en effektkategori representeras av utvecklingen för en eller flera kvalitetsfaktorer tillämpas en rådgivande poängsättningsmatris (figur 2) som bygger på två variabler:

a) Potentiell kvalitetsförbättring

Storleken på den potentiella kvalitetsförbättringen (avståndet till God status/potential) grund för poängbedömningen. Bedömningen utgår liksom i steg 2 från att de åtgärder som berörs (genomförda, pågående eller beslutade) leder till God status/potential. Det är alltså den rådande statusklassningen för relevanta kvalitetsfaktorer i berörda vattenförekomster som definierar förbättringspotentialen. Följande kriterier för bedömningen tillämpas:

Om huvuddelen av statusklassningarna för relevanta kvalitetsfaktorer i berörda vattenförekomster (VF) är:

- *Dålig* eller *Otillfredsställande* ges betyget *Mycket stor förbättring*,
- *Måttlig* ges betyget *Stor förbättring*, och i fallet med
- *God* eller *Hög* ges betyget *Liten förbättring*.

b) Den samlade effektens geografiska betydelse.

Denna variabel beskriver andelen vattenförekomster i avrinningsområdet som påverkas positivt med avseende på relevanta kvalitetsfaktorer. Detta är alltså kvoten:

antal positivt påverkade vattenförekomster med avseende på relevant kvalitetsfaktor

det totala antalet vattenförekomster i åtgärdsområdet vars status understiger god med avseende på relevant kvalitetsfaktor

Tillsammans utgör ovanstående variabler grunden för en poängbedömning enligt figur 2.

	Låg geografisk betydelse (<15 % av VF)	Medelstor geografisk betydelse (mellan 15 % och 75 % av VF)	Stor geografisk betydelse (> 75 % av VF)
Liten förbättring (t.ex. då åtgärder har effekt på kvalitetsfaktorer som redan har God status.)	1	2	3
Stor förbättring (t.ex. då status på kvalitetsfaktorer förbättras från Måttlig till God)	2	3	4
Mycket stor förbättring (t.ex. då status på kvalitetsfaktorer förbättras från Dålig eller Otillfredsställande till God)	3	4	5

Figur 2. En rådgivande poängsättningsmatris för effektkategorierna under respektive nyttokategori.

B. Effektkategorin poängbedöms med hjälp av andelen vattenförekomster som berörs av specifika åtgärdstyper

I de fall ingen kvalitetsfaktor är lämplig för att representera åtgärdernas effekter på effektkategorierna tillämpas en alternativ metod. Metoden innebär att poängbedömningen baseras på andelen av huvudavrinningsområdets vattenförekomster som berörs av åtgärdstyper som utöver sin positiva effekt på vissa kvalitetsfaktorer även bedömts gynna effektkategorin. Poängen som tilldelas efter skalan 0-5 följer de intervall som framgår av exemplet för effektkategorin *E4 Habitatförbättringar* i tabell 6.

Tabell 6. Exempel på poängbedömning i nyttokategorin E4, Habitatförbättringar.

E4. Habitatförbättringar					
Bedömningen baseras på antalet unika * vattenförekomster som berörs av de åtgärdstyper som bedöms ha en positiv effekt på vattenanknutna habitat, se vilka åtgärder som berörs i beräkningsformuläret. Antalet relateras till totala antalet VF i HAROt.					
Ingen påverkan (0 %) 0 poäng	Mycket låg påverkan (1-10 %) 1 poäng	Låg påverkan (11-25 %) 2 poäng	Måttlig Påverkan (26-75 %) 3 poäng	Hög påverkan (76-90 %) 4 poäng	Mkt hög påverkan (91-100 %) 5 poäng
			X		
* Vissa vattenförekomster berörs av flera åtgärder. Bedömningen görs på basis av hur många (unika) vattenförekomster som överhuvudtaget berörs av relevanta åtgärdstyper.					

Tabell 7 sammanfattar behovet av underlag till poängbedömning av respektive effektkategori.

Tabell 7. Sammanfattning av underlag för poängbedömning av effektkategorier

Nyttokategori	Effektkategori	Bedömningskriterier (underlag till poängsättning)
Ekologi	E1: Konnektivitet	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärder med effekt på kvalitetsfaktorn Konnektivitet (HKF1) • Potentiell statusförbättring i HKF1
	E2: Gröna korridorer	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärderna med särskild effekt på gröna korridorer
	E3: Status angränsande vattenförekomster	• Andelen vattenförekomster som berörs med avseende kvalitetsfaktorerna Näringsämnen (FKKF1) och Särskilt förorenande ämnen (FKKF2) samt Konnektivitet (HKF1) och Hydrologisk regim (HKF2) • Potentiell statusförbättring i FKKF1, FKKF2, HKF1 och HKF2
	E4: Habitatförbättringar	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärderna med särskild effekt på habitatförbättringar
Tillhanda-hållande och rening av vatten	T1: Ökat flöde	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärder med effekt på kvalitetsfaktorn Konnektivitet (HKF1) och Hydrologisk regim (HKF2) • Potentiell statusförbättring i HKF1 och HKF2
	T2: Förbättrad vattenkvalitet	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärder med effekt på kvalitetsfaktorerna Näringsämnen (FKKF1) och Särskilt förorenade ämnen (FKKF2) • Potentiell statusförbättring i FKKF1 och FKKF2
Översvämnings-skydd	F1: Ökad retentions-kapacitet	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärderna med särskild effekt på retentionskapacitet
	F2: Reducerade flödestoppar	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärder med effekt på kvalitetsfaktorerna Konnektivitet (HKF1) och Hydrologisk regim (HKF2) • Potentiell statusförbättring i HKF1 och HKF2
Erosionsskydd	ER1: Minskad erosion	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärderna med särskild effekt på erosion
Klimatpåverkan	C1: Ökat upptag av klimatgaser	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärderna med särskild effekt på upptag av klimatgaser
	C2: Minskade utsläpp av klimatgaser	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärderna med särskild effekt på minskade utsläpp av klimatgaser
Turism och rekreation	ToR1: Biologisk återställning	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärderna med särskild effekt på biologisk återställning
	ToR2: Förbättrad vattenkvalitet	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärder med effekt på kvalitetsfaktorerna Näringsämnen (FKKF1) och Särskilt förorenade ämnen (FKKF2) • Potentiell statusförbättring i FKKF1 och FKKF2
	ToR3: Naturliga flöden	• Antal unika vattenförekomster som berörs av åtgärder med effekt på naturliga flöden

Vägningsfaktorer

Slutpoängerna för respektive nyttokategori ska multipliceras med en vägningsfaktor som styrs av nyttokategoriernas betydelse i huvudavrinningsområdet. Hur fördelningen av vägningsfaktorer ska se ut i olika huvudavrinningsområden beror på specifika förhållanden som styrs av hur betydelsefull respektive nyttokategori bedöms vara i området. Vi rekommenderar dock, i linje med den ursprungliga LM som utgångspunkt en viktningsvektor enligt tabell 8, där nyttokategorin Ekologi ges störst vikt (40 % av totalvikten) och vikten för resterande nyttokategorier fördelas jämnt över resterande 60 %. Andra utseenden på vektorn är möjliga om vissa nyttokategorier bedöms ha särskilt stor eller särskilt liten betydelse i ett visst HARO.

Tabell 8. Utgångspunkt för vägningsfaktorer

Nyttokategori	Viktandel	Vägningsfaktor
Ekologi	40 %	8
Tillhandahållande och rening av vatten	12 %	2,4
Översvämningsskydd	12 %	2,4
Erosionsskydd	12 %	2,4
Klimatpåverkan	12 %	2,4
Turism och rekreation	12 %	2,4

4.4 Steg 4: Justering av referenskostnaden mot bakgrund av tillkommande nyttor

I detta steg sker den sista uppjusteringen av referenskostnaden baserat på resultatet i steg 3. Uppjusteringen i BOKS-modellen görs enligt den ursprungliga LM och därmed enligt den faktor som ges av tabell 5 i avsnitt 4.3.1 (s. 27).

4.5 Steg 5: Slutlig jämförelse av åtgärds-kostnader och justerad referenskostnad

I det avslutande femte steget jämförs åtgärds-kostnaderna i studieområdet med den justerade referenskostnaden som nu reflekterar både åtgärdernas effektivitet med avseende på uppfyllelsen av god status/potential och de tillkommande nyttor som de föreslagna åtgärderna bedöms kunna medföra. Om den skattade åtgärds-kostnaden fortfarande överstiger den justerade referenskostnaden är studieområdet en kandidat för undantag på ekonomiska grunder, annars kan det avfärdas som kandidat.

5 STYRKOR OCH SVAGHETER MED MODELLEN

I detta avsnitt diskuteras några av styrkorna och svagheter med BOKS-modellen.

5.1 Övergripande problemställningar

5.1.1 Tidsperspektivet

I sin nuvarande form tar BOKS-modellen inte hänsyn till tidsperspektivet. Modellen beaktar med andra ord inte tidpunkten för förväntad effekt från föreslagna eller pågående åtgärder utan utgår från att beslutade och pågående åtgärder är utformade (doserade) på ett sådant sätt att de leder till God ekologisk status/potential. Tidsaspekten kan vara viktig ur flera perspektiv när det gäller åtgärds kostnader. Om insatser för att förbättra miljötillståndet fördelas under en längre tid minskar också bördan med att finansiera åtgärderna, detta har i praktiken också skett genom förvaltningsmyndigheternas tillämpning av tidsundantag från att uppnå god status/potential 2015. Samtidigt kan ett undermåligt miljötillstånd medföra betydande årliga samhällsekonomiska kostnader, exempelvis i termer av ökade kostnader för vattenrening eller uteblivna möjligheter till rekreationsaktiviteter, vilket kan motivera kostsamma insatser över kortare tid.

För att bedömningen av orimliga kostnader ska bli mer komplett behöver ställningstaganden om den önskvärda tiden för effekt på miljötillståndet beaktas, detta görs lämpligen tillsammans med en analys av de samhällsekonomiska kostnaderna som följer av fördröjd normuppfyllelse. Analysen bör göras i samband med fördjupade samhällsekonomiska analyser i kandidatområden.

5.1.2 Tillgång till enhetliga åtgärds kostnadsdata

Enhetliga och tydliga åtgärds kostnadsdata är av stor betydelse för arbetet med ekonomiskt motiverade undantag på flera sätt. Dels för att referenskostnaden för åtgärder inom olika områden, t.ex. åtgärder mot övergödning eller hydromorfologiska problem, skall kunna göras med så hög precision som möjligt, och dels i fördjupade analyser av områden som identifierats som potentiella kandidater för undantag.

För att olika åtgärds kostnader ska kunna jämföras mot varandra krävs att de är uttryckta i samma penningvärde (t.ex. 2012 års priser). Omräkning av åtgärds kostnader till ett gemensamt penningvärde kan enkelt göras i efterhand men detta kräver att det framgår vilket års prisnivå som respektive åtgärds kostnad är uttryckt i. Det behöver också tydligt framgå om de kostnader som redovisas för respektive åtgärd avser årliga kostnader eller utgörs av nuvärdet av kostnaderna som förutses under ett antal kommande år.

5.1.3 Känslighet för antaganden

Genom hela modellstrukturen återfinns ett antal antaganden och vägval som i viss mån är styrande för resultaten av analysen. Vi har genomgående gjort antaganden och vägval i samråd med Havs- och vattenmyndigheten som baserats på diskussioner kring rimlighet och värderingar av problem. Exempelvis är enheten för analys av åtgärds kostnader (kr/km/år) ett val som gjorts i samråd med Havs- och vattenmyndigheten. Alternativa enhetsval skulle till exempel kunna vara kr/hektar avrinningsområde/år eller kr/invånare/år.

Ett annat exempel är valet av huvudavrinningsområde som geografisk analyskala. Valet är gjort med modellens syfte som bakgrund – att utgöra ett verktyg för urval av kandidat områden för vilka fördjupade ekonomiska studier behövs. Eftersom modellen är tänkt att fungera som ett resursbesparande verktyg är huvudavrinningsområdesskalan en lämplig geografisk utgångspunkt. Vidare är det vad gäller tillkommande nyttor (ekosystemtjänster) särskilt lämpligt att ha en relativt stor geografisk skala som utgångspunkt eftersom många av dessa nyttor uppstår på platser som inte ligger i direkt anslutning till lokaliseringen för genomförda åtgärder.

Det har också gjorts ett antal vägval kring metoden för justering av referenskostnaden i BOKS-modellens steg 2-4. Detta omfattar exempelvis ihopvägning av åtgärdernas måluppfyllelsebidrag och deras geografiska betydelse till en justeringsfaktor i steg 2 samt detaljer kring nyttovärdesberäkningar och justeringsfaktor i steg 3-4. Vart och ett av dessa vägval har viss betydelse för analysens resultat och alternativa val är tänkbara. Vi har genomgående baserat valen på a) praktisk genomförbarhet, b) erfarenheter från den ursprungliga Leipzigmodellen, c) samråd med Havs- och vattenmyndigheten, samt d) egna avvägningar. En explicit känslighetsanalys har inte gjorts i och med den stora mängden av alternativa valmöjligheter som hypotetiskt kan finnas.

5.2 Övergripande styrkor

5.2.1 Datatillgång

Tillämpning av BOKS-modellen kan i stor utsträckning baseras på analys av tillgänglig data från VISS. Modellen bygger på att rådgivande procedurer finns för bedömningar, dessa procedurer är i stor utsträckning knutna till VISS-information, men kan kompletteras med input från lokal expertis, inte minst i steg 4. Denna input är dock inte nödvändig i alla HAROn, och när man väl kommit till steg 4 har en avgränsning redan gjorts eftersom många HAROn förväntas falla som kandidater i de tidigare stegen. Det innebär att modelltillämpningen inte nödvändigtvis behöver kräva mycket omfattande insatser från lokal expertis. Resultat kan i hög utsträckning fås fram genom befintlig datastruktur.

5.2.2 Ett snabbt och effektivt screeningverktyg

BOKS-modellen erbjuder en snabb och effektiv screening av de huvudavrinningsområden som kan vara kandidater för ekonomiskt motiverade undantag och leder till att det snabbt går att få ett grepp om åtgärderna i ett område i sin helhet.

5.2.3 Analytiska sidonyttor

Genom tillämpningen av BOKS-modellen genereras också analysunderlag som kan vara till nytta för andra aspekter av vattenförvaltningen än bedömningar av undantag. Till exempel ges en god översikt över åtgärdernas träffbild i förhållande till begränsande kvalitetsfaktorer.

5.3 Några specifika aspekter kring dataanalys och datatillgång

- Som diskuterats ovan (5.2.1) är tillgången till tillförlitlig kostnadsdata avgörande för precisionen hos BOKS-modellen när det gäller att identifiera kandidatområden för ekonomiskt motiverade undantag. I ett senare skede, när det är dags för fördjupade analyser av identifierade kandidatområden, kommer behovet av kvalitetssäker kostnadsdata att öka ytterligare.
- BOKS-modellen utgår ifrån att beslutade och pågående åtgärder leder till god status/potential. Detta är emellertid ett antagande som sannolikt inte stämmer på alla platser till följd av hur kostnadsdata är beräknad. Detta kopplar till behovet av att beakta tidsdimensionen i modellen, något som saknas i nuläget, se även 5.1.1.
- Beaktandet av åtgärdernas effekt på övriga EU-direktiv är i nuläget inte inkluderad i BOKS-modellen. I data från VISS över statusklassning framgår vilka vattenförekomster som omfattas av olika direktiv men det saknas information om hur de enskilda åtgärderna kopplar till andra direktiv.
- Eftersom modellen baseras på statusklassning och potential för statusförbättringar är kvaliteten på statusklassningarna mycket viktig för modellens resultat.
- Ett annat viktigt moment i modellens steg två är kopplingen mellan åtgärdernas effektplatser och gällande statusklassning. I den nuvarande utformningen av åtgärdsdata som kan importeras från VISS indikeras nedströms-effekter från en åtgärd som en sträng av påverkade vattenförekomster (vattenförekomst-id). Denna presentation är tidskrävande att hantera vid bearbetning av indata till BOKS-modellen och leder i vissa fall till att effektplatser från vissa åtgärder med betydande positiva nedströmseffekter eventuellt inte kommer med i analysen.

- Arbetet med att rangera indata till BOKS-modellen, samt att göra kopplingar mellan effektplatser och statusklassningar kan vara tidskrävande. För att underlätta förberedelserna av analysen i så stor utsträckning som möjligt, samt för att lösa problemet med den nuvarande presentationen av nedströms liggande effektplatser i VISS, föreslås att en standard för beställning av VISS-data för användning inom BOKS-modellen tas fram.

6 REKOMMENDATIONER FÖR DET FORTSATTA ARBETET

Nedan ges en sammanfattning av vad Enveco bedömer vara ytterligare aktiviteter med potentiellt högt värde för förvaltningsmyndigheterna.

6.1 Genomförande av modelltillämpning på svenska HARO:n.

Vi rekommenderar att BOKS-modellen tillämpas för samtliga svenska huvudavrinningsområde i syfte att identifiera kandidatområden för undantag på ekonomiska grunder enligt vattenförvaltningsförordningens (SFS 2004:660) kap 4.

6.2 Fördjupad analys inom ett enskilt huvudavrinningsområde

I de fall tillämpningen av BOKS-modellen visar att det kan föreligga grund för ekonomiskt motiverade undantag enligt vattenförvaltningsförordningens kap 4 krävs en förfinad analys av lokala förhållanden i termer av orsakssamband mellan drivkrafter (aktiviteter och sektorer), belastningskällor och miljötillstånd. Enveco föreslår att en generell metod utvecklas för att dels klarlägga huruvida kraven som anges för medgivande av ekonomiskt motiverade undantag kan anses vara uppfyllda, och dels hur undantagen sedan kopplas till enskilda normer på vattenförekomstnivå.

6.3 Samordnad framtagning av indata

För att spara tid och samtidigt säkerställa att alla datafiler innehåller uppdaterad och konsekvent information bör BOKS-modellens indatafiler sammanställas av VISS-centrum för ett större antal områden samtidigt.

REFERENSLISTA

- Ammermuller et al., 2008. Entwicklung einer Methodik zur nicht-monetären Kosten-Nutzen-Abwägung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., Weimer, D. L., 2010. Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice. Fourth Edition. Pearson Education Ltd.
- Champ, P., Boyle, K.J., Brown, T.C., (ed), 2003. A primer on non-market valuation. Dordrecht: Kluwer Academic.
- Courtecuisse, A. (2005). Water Prices and Households' Available Income: Key Indicators for the Assessment of Potential Disproportionate Costs - Illustration from the Artois-Picardie Basin (France). Vortrag auf der International Work Session on Water Statistics, Wien, 20.-22. Juni 2005
- COWI, 2014. Support Policy Development for Integration of Ecosystem Service Assessments into WFD and FD Implementation, Resource document, January 2014.
- Enveco, 2014. Värdet av vattenkvalitetsförbättringar i Sverige – en studie baserad på värdeöverföring. Enveco Rapport 2014:1.
<http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/gemensamt/publikationer/2014/enveco%202014-1.pdf> [åtkomst 2015-02-12]
- Enveco, 2015:3. BOKS-modellen – praktisk vägledning. Enveco rapport 2015:3.
- Enveco, 2015:4. BOKS Analysverktyg. Excelverktyg för praktisk tillämpning av BOKS-modellen i Sverige.
- Environmental Agency, 2013. Water Appraisal Guidance; Assessing Costs and Benefits for River Basin Management Planning.
- ESAWADI, 2013. Utilizing the Ecosystem Services Approach for Water Framework Directive, Synthesis Report, Work Package 5: Synthesis and policy recommendations
- Freeman, A. Myrick., 2003. The measurement of Environmental and Resource Values: Theory And Methods. Second Edition. Washington DC. Resources for the Future.
- Görlach, B., Pielen, B., 2007. Disproportionate Costs in the EC Water Framework Directive – The Concept and its Practical Implementation. Paper presented at the envecon 2007 Applied Environmental Economics Conference London, 23 March 2007
- Havs- och vattenmyndigheten, 2014. Vägledning för 4 kap 9-10 §§ vattenförvaltningsförordningen om förlängd tidsfrist och mindre stränga krav – undantag från att nå en god status/potential till 2015. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:12.

- Jensen, C.L., Jacobsen, B.H., S. B., Olsen, Dubgaard, D., Hasler, B., 2013. A practical CBA-based screening procedure for identification of river basins where the costs of fulfilling the WFD requirements may be disproportionate – applied to the case of Denmark. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 2013, Vol. 2, No. 2, 164–200.
- Kriström, B., Bonta Bergman, M., 2014. Samhällsekonisk analys av miljöprojekt – en vägledning. Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Krutilla, J., 1967. Conservation Reconsidered. *American Economic Review*, September 1967, p. 777-786.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- SFS 2004:660. Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.
- SFS 2010:1341. Havsmiljöförordningen.
- SOU 2013:68. Synliggöra värdet av ekosystemtjänster. Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Betänkande av utredningen Synliggöra värdet av ekosystemtjänster. Stockholm.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.
- WG ESA, 2010. *Economic and social analysis for the initial assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A guidance document*. Non-legally binding. European Commission, DG Environment, Working Group on Economic and Social Assessment, 21 December 2010.

Research, consulting and teaching for a sustainable future

Enveco Environmental Economics Consultancy is well-established in the environmental economics research community. We offer analysis, research, education and training in environmental economics and ecological economics. Our clients are in the private, non-profit and public sectors. We are located in Stockholm and Göteborg but work nationwide as well as internationally.

Enveco Miljöekonomi AB

Måsholmstorget 3, SE-127 48 Skärholmen
Kyrkogatan 30, SE-411 15 Göteborg

www.enveco.se

E-mail: info@enveco.se