

# RAPPORT

2 • 2008

## Samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvattenkalkning



Göran Bostedt, Stefan Löfgren, Sophia Innala, Kevin Bishop

© Skogsstyrelsen februari 2008

**Författare**

*Göran Bostedt, Inst för skogsekonomi, SLU Umeå  
Stefan Löfgren, Inst för miljöanalys, SLU Uppsala  
Sophia Innala, Inst för skogsekonomi, SLU Umeå  
Kevin Bishop, Inst för miljöanalys, SLU Uppsala*

**Projektledare**

*Karin Hjerpe*

**Papper**

*Colotech+*

**Tryck**

*SJV, Jönköping*

**Upplaga**

*120 ex*

ISSN 1100-0295

BEST NR 1789

Skogsstyrelsens förlag  
551 83 Jönköping

# Innehåll

<b>Förord</b>	<b>1</b>
<b>Slutsatser</b>	<b>2</b>
<b>Sammanfattning</b>	<b>4</b>
<b>1 Inledning och bakgrund</b>	<b>7</b>
<b>2 Uppdraget</b>	<b>9</b>
<b>3 Metodik</b>	<b>10</b>
3.1 Naturvetenskapliga underlag och antaganden	10
3.1.1 Försurningstillståndet i sjöar och vattendrag	10
3.1.2 Försurningstillståndet omräknat till sjöarea och tillrinningsområde	11
3.1.3 Naturlig återhämtning från försurning i sjöar och vattendrag	12
3.2 Slutsatser från den vetenskapliga workshopen	15
3.3 Ekonomiska bedömningar	16
3.3.1 Välfärdsekonomi	17
3.3.2 Vad är en samhällsekonomisk konsekvensanalys?	18
3.3.3 Steg i en samhällsekonomisk konsekvensanalys	19
3.3.4 Ekonomisk värdering av miljö	20
3.3.5 Diskontering	21
3.3.6 Benefits transfers - nyttotransfereringar	21
3.4 Monetär värdering av värde- och kostnadskomponenter	21
3.4.1 Kostnader	22
3.4.2 Ekosystemvärden	23
3.4.3 Rekreativvärden	24
<b>4 Scenarier</b>	<b>28</b>
4.1 Ingen kalknings- eller vitaliseringsåtgärd - <i>nollscenario</i>	28
4.2 Skogsmarkskalkning - <i>optimistiskt scenario</i>	28
4.3 Skogsmarkskalkning - <i>mellanscenario</i>	30
4.4 Skogsmarkskalkning - <i>pessimistiskt scenario</i>	31
4.5 Ytvattenkalkning - <i>konstant nivå</i>	31
4.6 Ytvattenkalkning - <i>avtagande omfattning</i>	32
<b>5 Resultat</b>	<b>34</b>
5.1 Ingen kalknings- eller vitaliseringsåtgärd - <i>nollscenario</i>	35
5.2 Skogsmarkskalkning	35
5.2.1 Skogsmarkskalkning - <i>optimistiskt scenario</i>	36
5.2.2 Skogsmarkskalkning - <i>mellanscenario</i>	36
5.2.3 Skogsmarkskalkning - <i>pessimistiskt scenario</i>	36
5.3 Ytvattenkalkning	37
5.3.1 Ytvattenkalkning - <i>konstant nivå</i>	37
5.3.2 Ytvattenkalkning - <i>avtagande omfattning</i>	38
5.4 Våtmarkskalkning	38
5.5 Kombination av skogsmarks- och ytvattenkalkning	39

5.6 Askåterföring samt inblandning av mesa _____	42
5.7 Känslighetsanalys _____	43
<b>6 Diskussion _____</b>	<b>50</b>
<b>7 Litteratur/källförteckning _____</b>	<b>54</b>
<b>Appendix I _____</b>	<b>57</b>
Deltagarlista, vetenskaplig workshop _____	57

# Förord

Skogsstyrelsen har bedrivit försöksverksamhet kring åtgärder mot markförsurning under drygt 15 år. Mot bakgrund av vunna insikter och erfarenheter presenterades år 2001 ett åtgärdsprogram "Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken" (Skogsstyrelsens meddelande nr. 4, 2001). Åtgärdsprogrammet inriktade sig på åtgärder mot försurning orsakad av luftföroreningar, kompensation för det näringsuttag som sker vid skörd av skogsbiomassa, främst grot-uttag, samt anpassade skogsbruksåtgärder för uthålligt brukande av skogsmarken. Genomförandet av åtgärdsprogrammet föreslogs omfatta en förberedelsefas på tre år och en påföljande åtgärdsfas på omkring tio år. Förberedelsefasen gick i åtgärdsprogrammet ut på att utreda och besvara de kvarstående frågeställningar som hade identifierats. Även en relativt omfattande praktisk verksamhet ingick i syfte att utveckla verktyg för det praktiska genomförandet.

Hösten 2004 beslutade regeringen att Naturvårdsverket fick avsätta högst 10 miljoner kronor till motverkande av skogsmarksförsurning i enlighet med förberedelsefasen i Skogsstyrelsens åtgärdsprogram. Skogsstyrelsen arbetade, i samråd med Naturvårdsverket, fram en projektplan för perioden 2005 till 2007.

Ett av projektets syften var att ta fram ett underlag för ställningstagande om huruvida skogsmarkskalkning är en metod som bör användas, som ett komplement till ytvatten- och våtmarkskalkning, för att påskynda återhämtning från antropogen försurning i mark, mindre sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige. Som en del i detta arbete finansierades en samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvattenkalkning och resultaten av studien presenteras i denna rapport.

Rapporten ingår i Skogsstyrelsens rapportserie där författarna står för innehåll och slutsatser. Rapporten har granskats av Mohammed Belhaj, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Jönköping 2008



---

Karin Hjerpe  
Projektledare

## Slutsatser

- Denna samhällsekonomiska konsekvensanalys visar att oavsett scenario är storskalig skogsmarkskalkning, i syfte att återställa 300 000 ha försurad eller kraftigt försurad skogsmark i sydvästra Sverige, ej samhällsekonomiskt lönsam över ett femtioårsperspektiv. Det kan emellertid konstateras att ytvattenkalkning av försurade vatten, oavsett om den är konstant eller avtagande, kommer att vara samhällsekonomiskt lönsam vid de räntesatser som tillämpades. Dock kommer ytvattenkalkning vara olönsam om även sjöar som ej är försurade kalkas, vilket sker idag.
- För att renodlad skogsmarkskalkning skall vara samhällsekonomiskt lönsam måste de värden som åtgärden ger upphov till överstiga 2 100 kr/ha (baserad på det optimistiska scenariot, se nedan) respektive 19 500 kr/ha (baserad på mellanscenario), dvs. rekreationsvärdet skulle behöva höjas upp till fyra (optimistiskt scenario) respektive femtiosex gånger (mellanscenario) alternativt att betalningsviljan för att skydda ekosystem skulle behöva fördubblas (optimistiskt scenario) respektive multipliceras med tjugo (mellanscenario). Detta gäller under förutsättning att kalken sprids från marken, att utfallet av åtgärden är optimalt och att framtida nyttor diskonteras i enlighet med rekommendationer från den brittiska regeringen.
- Det billigaste alternativet för spridning av kalk, vilket är markspridning från terränggående fordon, planeras dock inte att användas av Skogsstyrelsen vid beslut om storskalig skogsmarkskalkning. Man har för avsikt att använda det betydligt dyrare alternativet med helikopterspridning på ca. 60 % av arealen. Den samhällsekonomiska nyttan beräknad, utgående från markspridning, är följaktligen orealistiskt. För att en kombination av mark- och helikopterspridning skall bli samhällsekonomiskt lönsamt måste värdena som åtgärden ger upphov till överstiga 3 000 kr/ha (baserad på det optimistiska scenariot, se nedan) respektive 28 000 kr/ha (utifrån mellanscenario).
- Utgående från det underlag som fanns till förfogande vid utformningen av scenarierna ses stora osäkerheter vad gäller skogsmarkskalkningens effekter på surhetstillståndet i ytvatten, värderingen av icke-marknadsprissatta effekter samt val av diskonteringsränta. Oberoende av denna osäkerhet och endast med orealistiskt optimistiska antaganden för skogsmarkskalkningens positiva effekter (se nedan) kan åtgärden bli samhällsekonomiskt lönsam, men denna lönsamhet övertrumpas genomgående av lönsamheten i ytvattenkalkning förutsatt att den åtgärden endast utförs i försurade vatten.
- Det mest optimistiska scenariot för skogsmarkskalkningens effekter är enligt nyligen framtagen kunskap dock orealistiskt. Resultat från utvärderingar av mark-, grundvatten- och ytvattenkemi i Skogsstyrelsens SKOKAL-områden, som ställts i relation till myndighetens delmål 1 från 2001, visar att effekten av skogsmarkskalkning kommer sannolikt att ligga nå-

gonstans i intervallet mellan analysens nollscenario och mellanscenario. Den samhällsekonomiska nyttan beräknad utgående från det optimistiska scenariot är följaktligen orealistiskt.

- Utifrån resultatet i denna samhällsekonomiska konsekvensanalys kommer dock mellanscenarioet och nollscenarioet aldrig bli samhällsekonomiskt lönsamma - utgående från ursprungliga räntesatser och det underlag som funnits till förfogande under projektiden.

# Sammanfattning

Försurningen av skogsmark är ett problem som har påverkat miljön under en lång tid bl.a. i form av sjunkande pH-värden och ett minskande förråd av baskatjoner i skogsmarken. Detta har bl.a. lett till negativa effekter på biologisk mångfald och funktion i akvatiska ekosystem. Genom att sprida kalk på skogsmark i rinnande vatten, sjöar eller våtmarker kan man höja pH-värdet och minska halterna oorganiskt aluminium och andra metaller som lösts ut från marken på grund av försurningen, och därmed minska negativa effekter på fisk och andra arter.

Denna samhällsekonomiska konsekvensanalys utreder konsekvenserna av olika typer av skogsmarkskalkning utifrån olika scenarier. Dessutom diskuteras användning av mesakalk och inblandning av aska. De samhällsekonomiska konsekvenserna för skogsmarkskalkning jämförs med alternativen våtmarks- och ytvattenkalkning och olika kombinationer av dessa. Kostnaden för och nyttan av skogsmarkskalkning har analyserats ingående. Effekter av den naturliga återhämtningen från försurningen är även inkluderad i resultatet. En känslighetsanalys med avseende på diskonteringsräntan genomfördes också.

Att jämföra skogsmarkskalkning med andra kalkningsmetoder är ett intressant samhällsekonomiskt problem då de olika alternativen har stora skillnader i tidsprofil, kostnad, och miljöeffekt. Vi har dock med olika scenarier försökt belysa hur stora osäkerheterna är i skattningarna, hur olika antaganden påverkar utfallet samt betydelsen av i vilken mån man accepterar ett sämre biologiskt tillstånd under decennier.

Den samhällsekonomiska konsekvensanalysen har genomförts i tre steg. Det första steget utgjordes av en vetenskaplig workshop om skogsmarkskalkning och dess effekter i terrestra och akvatiska miljöer med syfte att ta fram rimliga framtida effekter på florans i våtmarker och skogsmark, biodiversitet i ytvatten generellt och mer specifikt med avseende på fiskfaunan. Slutsatserna för denna workshop har i ett andra steg legat till grund för framtagandet av mer väldefinierade scenarier baserade på naturvetenskapliga underlag samt experternas bedömningar. I ett avslutande steg identifierades och beräknades kostnaderna och nyttorna för de beskrivna scenarierna.

Kostnaderna i den samhällsekonomiska analysen består av dagens marknadspriser för spridning av kalk utifrån olika metoder samt kostnaden för planering och uppföljning. Benefits transfers har använts i denna studie för att skatta nyttovärdena då vi ej har haft möjlighet att genomföra några nya empiriska värderingsundersökningar. Ingångsdata för att skatta rekreativvärde som uppstår vid kalkningsåtgärd utgjordes av studier om sportfiske av Paulrud (2001). Vidare användes resultat från Vermoote och De Nocker (2003) för att skatta den ”politiska” betalningsviljan för att skydda ekosystem mot försurning.

Resultatet visar att oavsett scenario är storskalig skogsmarkskalkning, i syfte att återställa 300 000 ha försurad eller kraftigt försurad skogsmark i sydvästra Sverige, ej samhällsekonomiskt lönsam över ett femtioårsperspektiv. Det kan emellertid konstateras att ytvattenkalkning av endast försurade vatten, oavsett om den är konstant eller minskande, kommer att vara samhällsekonomiskt lönsam vid



de räntesatser som tillämpades - 3,5 % för perioden 0-30 år samt 3 % för perioden 31-50 år. Om ytvattenkalkningen däremot utförs som idag, då ca. 70 % av kalkningsobjekten inte är försurade, är åtgärden olönsam i båda tidsperspektiven.

Om skogsmarkskalkning, utifrån det optimistiska scenariot, kombineras med konstant ytvattenkalkning i syfte att miljövärden skall falla ut under hela tidshorisonen, når kvoten mellan värden och kostnader inte upp till 1,0. En åtgärd anses vara samhällsekonomisk lönsam endast om kvoten mellan värden och kostnader (B/C-kvoten) är större eller lika med 1,0. Då skogsmarkskalkning, utifrån mellanscenariot, kombineras med konstant ytvattenkalkning kommer B/C-kvoten minska ytterligare och kombinationsåtgärden kommer att vara samhällsekonomiskt olönsam. Även en kombination mellan det optimistiska skogsmarkskalkningsscenariot och avtagande ytvattenkalkning ger en B/C-kvot lägre än 1,0.

I denna studie har vi fokuserat på markspredning från terränggående fordon. I praktiken planerar dock Skogsstyrelsen att använda helikopterspredning på en betydande del av arealen om det beslutas om storskalig skogsmarkskalkning. Beror på topografi och skogsbeståndens täthet har Skogsstyrelsen uppskattat att ca. 40 % kan komma att utgöras av markspredning samt 60 % av helikopterspredning (Anderson, 2007). Om man sprider kalk utifrån Skogsstyrelsens uppskattningar över andelen mark- respektive helikopterspredning kommer det ytterligare försämra en redan olönsam skogsmarkskalkning.

För att en renodlad skogsmarkskalkning ska vara samhällsekonomiskt lönsam måste de värden som åtgärden ger upphov till överstiga 2 100 kronor per hektar (baserad på det optimistiska scenariot) respektive 19 500 kronor per hektar (baserad på mellanscenariot), dvs. rekreationsvärdet skulle behöva höjas upp till fyra (optimistiskt scenario)- respektive femtiosex gånger (mellanscenariot) alternativt att betalningsviljan för att skydda ekosystem skulle behöva fördubblas respektive multipliceras med tjugo. Detta gäller under förutsättning att kalken sprids från marken, att utfallet av åtgärden är optimalt och att framtida nyttor diskonteras i enlighet med rekommendationer från den brittiska regeringen. Utifrån antagandet om att 40 % kan komma att utgöras av markspredning samt 60 % av helikopterspredning måste de värdena som åtgärden ger upphov till överstiga 3 000 kronor per hektar (baserad på det optimistiska scenariot) respektive 28 000 kr/ha (baserad på mellanscenariot).

Att skogsmarkskalkning inte är storskaligt lönsam hindrar inte att denna metod kan vara lönsam för vissa enskilda objekt med höga rekreationsvärden kopplat till t.ex. fiske.

Som resultaten visar finns det stora osäkerheter vad gäller skogsmarkskalkningens effekter på surhetstillståndet i ytvatten, värderingen av icke-marknadsprissatta effekter samt val av diskonteringsränta. Oberoende av denna osäkerhet och endast med orealistiskt optimistiska antaganden (se nedan) för skogsmarkskalkningens positiva effekter kan åtgärden vara samhällsekonomiskt lönsam, men denna lönsamhet övertrumpas genomgående av lönsamheten i ytvattenkalkning - förutsatt att åtgärderna utförs i försurade vatten.

Resultaten från nyligen utförda utvärderingar av mark-, grundvatten- och ytvattenkemi i Skogsstyrelsens SKOKAL-områden 16 år efter kalkning visar (Löfgren,

Zetterberg, Larsson och Lång opubl.) att en dos med 3 ton kalk/ha är otillräcklig för att uppnå Skogsstyrelsens delmål att skogsmarkens läckage av aluminium och vätejoner till yt- och grundvatten skall långsiktigt minska till nivåer som inte ger upphov till skador på den biologiska mångfalden i vattenecosystemet (Skogsstyrelsen, 2001). Resultaten visar också att den naturliga återhämtningen är snabbare än effekten av skogsmarkskalkningen (Löfgren et al. op.cit.). Ovanstående underlag var inte tillgängligt vid den vetenskapliga workshopen i juni 2007 eller då ett manus till denna rapport redovisades för Skogsstyrelsen den sista oktober 2007. Deras resultat visar att det mest optimistiska scenariot är orealistiskt och att den framtida effekten sannolikt kommer att ligga någonstans mellan nollscenariot och mellanscenariot.

# 1 Inledning och bakgrund

Försurningen av skogsmark är ett problem som har påverkat miljön under en lång tid bl.a. i form av sjunkande pH-värden och ett minskande förråd av baskatjoner i skogsmarken. Detta har bl.a. lett till negativa effekter på biologisk mångfald och funktion i akvatiska ekosystemet.

Genom att sprida kalk på skogsmark, i rinnande vatten, sjöar eller våtmarker kan man höja pH-värdet och minska halterna oorganiskt aluminium och andra metaller som lösts ut från marken på grund av försurningen och därmed minska negativa effekter på fisk och andra arter. Kalken fungerar som en buffert och neutraliserar försurande ämnen. Ett möjligt alternativ till ytvatten- och våtmarkskalkning är skogsmarkskalkning. Vid tillförsel av kalk eller andra alkaliska ämnen på skogsmark höjs pH-värdet och näringsstatusen i marken förändras. I humuslagret ökar mängden baskatjoner och basmättnadsgraden höjs, vilket antas motverka negativa effekter av den antropogena försurningen.

Riksdagen antog våren 1999 femton nationella långsiktiga miljökvalitetsmål (Prop. 2000/01:130), vilket kompletterades med ett 16:e mål hösten 2005 (Miljömålsportalen, 2007). Det övergripande syftet med målen är att vi skall lämna över ett samhälle till nästa generation där de mest dominerande miljöproblemen är lösta, allt för att uppnå en ekologisk hållbar utveckling. Ett av dessa miljömål är bl.a. *”bara naturlig försurning”* och detta innebär att *”de försurande effekterna av nedfall och markanvändning skall underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen skall heller inte öka korrosionshastigheten i tekniska material eller kulturföremål och byggnader”* (Miljömålsportalen, 2007). Kalkning av sjöar och vattendrag är en av åtgärderna för att uppnå målet. Kalkningen sker även för att nå miljömålet *”levande sjöar och vattendrag”* samt målet om god ekologisk status i EU:s ramdirektiv för vatten (Miljömålsportalen, 2007).

Dagens kalkningsstrategier bygger till stor del på att kalka ytvatten, vilket antingen sker kontinuerligt med doserare eller direkt i sjöar och vattendrag eller på våtmarker via båt, helikopter etc. Skogsstyrelsen har i sitt förslag till åtgärdsprogram för integrerad mark- och vattenkalkning föreslagit att åtgärda försurningsproblemet närmare källan genom att markbehandla den försurade skogsmarken (Skogsstyrelsen, 1999). Markkalkning är tänkt att vara en engångsåtgärd som på sikt antas minska behovet av ytvattenkalkning. Hösten 2004 beslutade regeringen att Naturvårdsverket skulle avsätta högst 10 miljoner kr/år till markkalkning i enlighet med Skogsstyrelsens förberedelsefas inom åtgärdsprogrammet *”Åtgärder mot markförsurning”*. I samråd med Naturvårdsverket har Skogsstyrelsen tagit fram en verksamhetsplan där den planerade verksamheten för år 2005-2007 har följande syften:

- Ge ett underlag för om markkalkning är en metod som bör användas, som ett komplement till ytvatten- och våtmarkskalkning. Detta i syfte att påskynda återhämtning från antropogen försurning i mark, mindre sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige.

- Ge ökad kunskap och rekommendationer om anpassade skogsskötselmetoder för uthålligt brukande av skogsmarken.

Motivet för det föreslagna åtgärdsprogrammet är att markens produktionsförmåga skall bevaras, skogarnas vitalitet skall bibehållas, skogsmarkens läckage av bl.a. aluminium till yt- och grundvatten skall minska samt försurningens negativa effekter på flora och fauna skall motverkas (Skogsstyrelsen, 1999).

Kopplas miljö kvalitetsmålen till kostnader ökar möjligheten att värdera den totala samhällsekonomiska nyttan av olika typer av kalkningsåtgärder. Som en del i detta arbete skall en samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarkskalkning genomföras under 2007. Mer specifikt ska de samhällsekonomiska konsekvenserna av olika typer av skogsmarkskalkning analyseras och jämföras med våtmarks- och ytvattenkalkning. Effekterna av den naturliga återhämtningen ska inkluderas i analysen. Både förväntade effekter och bieffekter av olika typer av kalkningsåtgärder ska analyseras.

Det har under decennier gjorts betydande naturvetenskapliga forskningsinsatser inom försurningsområdet för att öka kunskapen om detta komplexa problem. Ekonomisk forskning relaterad till försurningsproblematiken är dock relativt begränsad och särskilt gäller detta värdering av de ”miljövaror” som påverkas av försurningen.

Sambandet mellan ekonomi och miljö är ett komplicerat växelspel. Denna rapport utgör ett samarbete mellan institutionerna för skogsekonomi, SLU, Umeå (Bostedt & Innala) och miljöanalys, SLU, Uppsala (Löfgren & Bishop), vilket innebär att både ekonomiska och naturvetenskapliga aspekter ligger till grund för den samhällsekonomiska konsekvensanalysen.

## 2 Uppdraget

I uppdraget (Skogsstyrelsens anbudsförfrågan dnr. 2007/520) ingår att utreda de samhällsekonomiska konsekvenserna av olika typer av skogsmarkskalkning, exempelvis användning av mesakalk, markspredning och inblandning av aska. Vidare jämförs de samhällsekonomiska konsekvenserna för skogsmarkskalkning med dem för alternativen våtmarks- och ytvattenkalkning och olika kombinationer av dessa. Kostnaden för och nyttan av skogsmarkskalkning analyseras ingående. Förväntade och indirekta sekundära kostnader och nyttor betraktas för de olika alternativen. Effekter av den naturliga återhämtningen från försurningen inkluderas i analysen. Analysen är begränsad till förhållanden i sydvästra Sverige.

## 3 Metodik

Den samhällsekonomiska konsekvensanalysen har genomförts i tre steg. Det första steget utgjordes av en vetenskaplig workshop om skogsmarkskalkning och dess effekter i terrestra och akvatiska miljöer med syfte att ta fram rimliga framtida effekter på florin i våtmarker och skogsmark, biodiversitet i ytvatten generellt och mer specifikt med avseende på fiskfaunan samt för bioackumuleringen av kvicksilver i fisk. Detta gjordes då det idag saknas studier om de kvantitativa effekterna på den biologiska mångfalden vid skogsmarkskalkning samt när dessa effekter tar vid och i vilken utsträckning. Slutsatserna för denna workshop har i ett andra steg legat till grund för framtagandet av mer väldefinierade scenarier baserade på naturvetenskapliga underlag. I ett avslutande steg identifierades och beräknades kostnaderna och nyttorna för de beskrivna scenarierna.

### 3.1 Naturvetenskapliga underlag och antaganden

Försurningstillståndet i sydvästra Sverige är i huvudsak baserad på de beräkningar som tagits fram inom ramen för den fördjupade utvärdering av försurning inklusive bilagor samt dokument som man refererar till i dessa (Naturvårdsverket, 2007 [http://www.miljomal.nu/las\\_mer/rapporter/myndigheter/malrapporter/malrapporter.php](http://www.miljomal.nu/las_mer/rapporter/myndigheter/malrapporter/malrapporter.php)). Beräkningsresultat och annan data från Riksinventeringen av sjöar 2005 (RI05), som legat till grund för den fördjupade utvärderingen, har ställts till vårt förfogande av Jens Fölster, Institutionen för miljöanalys, SLU. Tillståndsbeskrivningen vad gäller försurning av mark och vatten är följaktligen i överensstämmelse med den officiella bild som Naturvårdsverket nyligen presenterat.

#### 3.1.1 Försurningstillståndet i sjöar och vattendrag

Av Sveriges ca. 50 000 sjöar större än 4 ha var ca. 2,8 % försurade år 2005. Om man inkluderar sjöar mellan 1-4 ha var motsvarande siffra 3,2 %. Andelen försurad rinnsträcka uppskattades till ca. 6 % (Wilander & Fölster, 2007). Det finns ett tydligt samband mellan sjöstorlek och försurningsspåverkan. Mindre sjöar är i genomsnitt mer försurade än större (Fölster & Wilander, 2006). Orsaken till detta är att mindre sjöar (mindre än 4 ha) inte kalkas i samma omfattning som de större sjöarna samt att de större sjöarna i regel har ett större avrinningsområde, vilket ökar sannolikheten att det sker kalkning i avrinningsområdet (Wilander & Fölster, 2007).

Andelen försurade sjöar i sydvästra Sverige var 11,3 % i de något större sjöarna (större än 4 ha) och 15,9 % om man även tar hänsyn till sjöar i intervallet 1-4 ha. Inkluderar man även försurade kalkade sjöar ökar andelen med nästan 15 % till 25,9 % (större än 4 ha) respektive 29,3 % (större än 1 ha) (Wilander & Fölster, 2007). Tabell 3.1 visar en sammanfattning över andelen försurade sjöar i sydvästra Sverige enligt sjöinventeringen 2005. Som sydvästra Sverige räknas sjöar i Skåne län, Hallands län, Västra Götalands län, Jönköpings län, Kronbergs län samt Värmlands län. Det totala antalet sjöar i dessa län uppgår till 11 494 st. med en total sjöarea på ca. 554 100 ha exklusive Väner och Vättern (SCB, 2003).

**Tabell 3.1. Andelen försurade sjöar i sydvästra Sverige 2005 enligt sjöinventeringen 2005. Andelar anges både med och utan kalkade försurade sjöar. (Källa: Wilander & Fölster, 2007)**

Försurade sjöar i sydvästra Sverige (%)			
> 4 ha		> 1 ha	
Exkl. försurade kalkade	Inkl. försurade kalkade	Exkl. försurade kalkade	Inkl. försurade kalkade
11,3	25,9	15,9	29,3

Försurningspåverkan av Sveriges vattendrag är svårare att beräkna då underlaget är betydligt mer bristfälligt än för sjöar (Wilander & Fölster, 2007). Med hjälp av förfinade beräkningsmetoder, som bygger på att en sjö i sjöinventeringen representerar vattendrag med liknande avrinningsområde i samma län, har andelen försurad rinnsträcka skattats till ca. 33 % i sydvästra Sverige (Tabell 3.2, Wilander & Fölster, 2007).

**Tabell 3.2. Andelen försurad rinnsträcka i Sverige enligt Wilander & Fölster (2007)**

Landsdel	Andel försurad rinnsträcka (%)
Norrland	0,7
Östra och mellersta Sverige	7,3
Sydvästra Sverige	33,1

### 3.1.2 Försurningstillståndet omräknat till sjöarea och tillrinningsområde

Ovanstående bedömning av försurningstillståndet i sjöar större än 1 ha baseras på antalet sjöar och inte på sjöarealen. Den senare uppgiften krävs för den ekonomiska kalkylen eftersom kostnaden för kalkspridning, planering etc. inte kan beräknas per sjö utan endast per hektar sjöyta. Utgående från sjöarealen för de sjöar som ingick i RI05 respektive i hela sjöpopulationen har därför den försurade sjöarean skattats inom ramen för detta projekt.

Antalet sjöar i sydvästra Sverige är 11 494 st. varav 8 106 bedöms som ej försurade och 3 363 som försurade (29,3 %, enligt tabell 3.1). I RI05 ingår 576 sjöar varav 161 bedömdes försurade. Stratifierat urval användes för att få med sjöar i varje storleksklass (1-10, 10-100, 100-1 000 ha etc). Då man restratifierar det slumpade urvalet till hela sjöpopulationen får enstaka stora, försurade sjöar väldigt stor betydelse för den totala sjöarealen, vilket leder till orimliga resultat. Denna metod har därför inte använts. Begränsas beräkningarna till de 161 försurade sjöarna som studerats i RI05 finner man att kvartilsavståndet är 5-21 ha med ett medianvärde på 8 ha. Motsvarande värden för alla 576 sjöarna är 5-64 ha respektive 10 ha. De försurade sjöarna är följaktligen mindre än de icke försurade och i hälften av fallen mindre än 8 ha.

Den skeva fördelningen med dominans av små, försurade sjöar innebär att sjöarealen underskattas om medianvärdet används för att beräkna sjöarealen. Vi har istället valt att anta att dubbla medianvärdet dvs. 16 ha utgör ett rimligare mått på arealen för försurade sjöar. Med detta antagande skulle den totala försurade sjöarealen uppgå till ca. 53 000 ha i sydvästra Sverige, vilket är 8 % av den totala sjöarealen på 554 100 ha, som SCB anger exklusive de stora sjöarna (SCB, 2003). Wilander & Fölster (2007) har skattat att ca. 3,1 % av den svenska sjöarean är

försurad. Då huvuddelen av de försurade sjöarna ligger i sydvästra Sverige är 8 % troligtvis en rimlig nivå även om det sannolikt medför en viss överskattning av sjöarean.

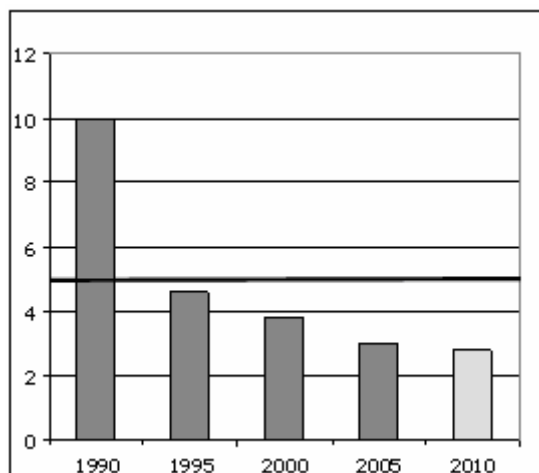
För att kunna skatta skogsmarkskalkningens samhällsekonomiska värden krävs information om arealen försurad fastmark lämplig för kalkspridning. Vår hypotes är att den försurade fastmarken i huvudsak omsluter de försurade sjöarna och att det därför bör finnas en relation mellan den försurade sjöarean och fastmarksarealen. Vi har därför använt oss av underlaget för RI05 för att skatta fastmarksarealen på motsvarande sätt som för sjöarna. Kvartilsavståndet för avrinningsområdena (ARO) till de 161 försurade sjöarna är 58-450 ha med ett medianvärde på 130 ha. Utgående från dessa siffror har vi antagit att avrinningsområdet är 10 gånger större än sjöarean dvs. 160 ha, vilket ger ett tillrinningsområde (TRO) på 144 ha ( $TRO = ARO - sjöyta = 160 - 16 = 144$  ha). Med ovanstående underlag innebär det att runt de 3 363 försurade sjöarna finns ca. 485 000 ha tillrinningsområde. Vi har därefter antagit att ca. 65 % av den arealen är skogsmark som är försurad och potentiellt kan skogsmarkskalkas, vilket motsvarar drygt 310 000 ha. Övrig areal kan vara hyggen, berg i dagen, myrmark, jordbruksmark etc. Den skattade arealen potentiellt lämplig för skogsmarkskalkning ligger mitt i intervallet för de 250 000 - 350 000 ha som Skogsstyrelsen i sitt åtgärdsprogram utpekar som möjlig åtgärdsareal baserat på arealen sur och mycket sur skogsmark i sydvästra Sverige (data från Ståndortskareringen).

Med ovanstående antaganden erhålls rimliga arealer både med avseende på försurad sjöyta och skogsmark, arealerna är balanserade mot varandra och i överensstämmelse med de skattningar som tidigare gjorts. Detta utgör en god naturvetenskaplig grund för de samhällsekonomiska beräkningarna.

### **3.1.3 Naturlig återhämtning från försurning i sjöar och vattendrag**

Prognoser visar att det kommer att ske en minskning av andelen försurade sjöar och vattendrag och minskningen kommer att ske med några tiotals procent fram till år 2010 (Wilander & Fölster, 2007). Andelen försurade, ej kalkade, sjöar större än 4 ha är enligt sjöinventeringarna 1990, 1995, 2000 och 2005 sammanfattade i figur 3.1. En prognos för år 2010 visas även i figuren, markerad som grå stapel.





Figur 3.1. Andel försurade, ej kalkade, sjöar större än 4 ha enligt sjöundersökningarna 1990, 1995, 2000 och 2005 samt en prognos för 2010. Delmålet på 5 % är markerat i figuren. (Källa: Wilander & Fölster, 2007)

IVL har MAGIC-simulerat andelen försurade sjöar i Sverige år 2015. Utfallet visas i tabell 3.3 och är baserat på redan fattade beslut (CLE) och vid införande av bästa möjliga teknik (MFR). För vattendragen har man använt samma procentsiffror som för andelen rinnande vatten. Detta betyder att försurningen skulle minska från 29 % till 26 % över en tioårsperiod om man följer basscenariot i vilket man inkluderat försurade kalkade sjöar större än 1 ha, respektive 24 % om man använder bästa möjliga teknik.

**Tabell 3.3. Andelen försurade sjöar i Sverige år 2015 enligt prognoser baserade på fattade beslut (CLE, basscenario) samt införandet av bästa tillgängliga teknik (MFR). Scenario framtaget för revidering av EU:s taktidirektiv (Naturvårdsverket 2007).**

Landsdel	Basscenario	Bästa möjliga teknik
Norra Sverige	1,1	1,1
Mellersta och östra Sverige	5,1	4,4
Sydvästra Sverige	26	24

Sjöarnas försurningsutveckling har även MAGIC-simulerats av IVL för tre olika landsdelarna enligt scenariot med beslutade utsläppsminskningar. Resultatet av modelleringen ses i figur 3.2. Resultaten indikerar att sjöförsurningen fortlöpande kommer att minska särskilt i södra och mellersta Sverige, men i en avtagande takt. För sydvästra Sverige skattas den beräknade andelen försurad sjöareal år 2020 till 23,5 % (tabell 3.4). Även MAGIC-simuleringar för de svenska sjöarna som ingår i MAGIC-bibliotek ([www.ivl.se](http://www.ivl.se)) indikerar en fortsatt svag återhämtning fram till och med 2100 i de mest försurade sjöarna (Figur 3.3).

Tabell 3.4. Beräknad andel försurade sjöar (%) år 2020 för sjöar uppdelat på landsdelar (utifrån figur 3.2).

Landsdel	Andel försurade sjöar (%) år 2020
Norrland	8,5
Mellersta och sydöstra Sverige	12,9
Sydvästra Sverige	23,5
Hela landet	12,3

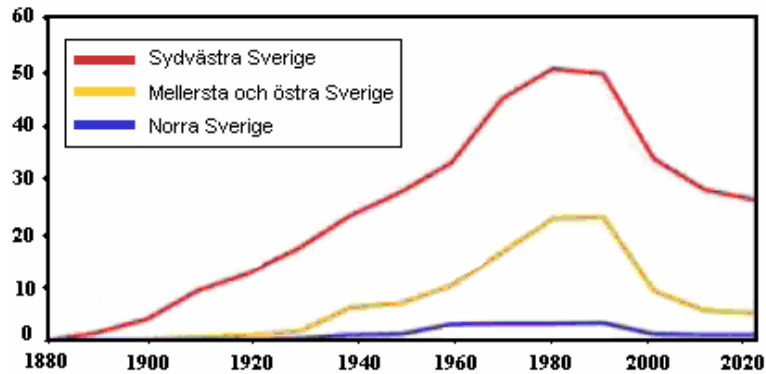


Fig. 3.2. Prognos för försurningsutvecklingen mätt som procent försurade sjöar i tre landsdelar enligt scenario med beslutande utsläppsminskningar (MAGIC modellering, IVL) (Källa: Wilander & Fölster, 2007)

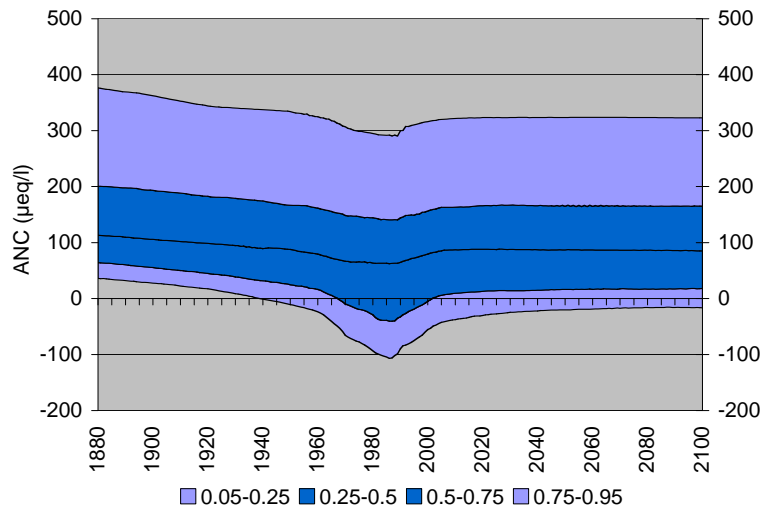


Fig. 3.3. Prognos för försurningsutvecklingen mätt som ANC baserat på de svenska sjöarna i MAGIC bibliotek. Färgfälten anger percentiler (Källa: Veronika Kronäs, IVL).

Enligt ovanstående underlag har vi uppskattat den naturliga återhämtningen av försurade sjöar till 0,5 % per år under åren 0 till 10. Andelen försurade sjöar minskar därefter 0,3 % per år under åren 11-20, 0,2 % per år under åren 21-30 och slutligen 0,1 % per år under åren 31- 50. Den framtida utvecklingen i försurade vattendrag förväntas vara den samma som för sjöarna.

### 3.2 Slutsatser från den vetenskapliga workshopen

En vetenskaplig workshop genomfördes i juni 2007, där skogsmarkskalkning och dess effekter i terrestra och akvatiska miljöer diskuterades (för deltagarlista, se Appendix I). Frågor som diskuterades var bland annat: Vilka markkemiska effekter kan förväntas vid skogsmarkskalkning och hur påverkar dessa kemin i ytvatten? Vilka biologiska effekter kan förväntas i de terrestra och akvatiska systemen? Hur lång tid tar det innan man får effekterna och hur avviker de från om man inte gör något alls? Vad har effekterna för betydelse för den biologiska mångfalden och nyttjandet av vattenresursen för t.ex. fiske?

Deltagarna på workshopen hade påtagligt olika uppfattning om skogsmarkskalkningens effekt och tabell 3.6 visar hur olika de medverkande bedömde tiden innan full effekt uppnås, hur stor andel av den tillförda kalken som antas nå vattendragen, hur stor andel av vattenobjekten som antas återställas vid full miljöeffekt samt i hur stor andel av objekten som målet om mindre än 50 µg oorganiskt aluminium kan förväntas uppnås.

Fyra experter förväntade sig  $\geq 75$  % återställda vattenobjekt inom en tidshorisont om 10-100 år, men med en tyngdpunkt runt 25-50 år. Två experter var mer pessimistiska och förväntade sig 50-60 % återställda vattenobjekt inom en tidshorisont om 25-75 år. De mest pessimistiska experterna förväntade sig att endast 20-25 % av vattenobjekten skulle vara återställda inom en tidshorisont om 50-70 år. Med två undantag förväntade sig ingen av experterna att målet för oorganiskt aluminium skulle uppnås i mer än 25 % av vattenobjekten.

**Tabell 3.6. Sammanställning över förväntade effekter vid skogsmarkskalkning, workshop i juni 2007, Uppsala**

Tid (år), nått 100 % miljöeffekt	"Kalkeffekt" Andel kalk som når vattendrag (%)	Återställda vattenobjekt	
		vid 100 % miljöeffekt (%)	Al-mål uppnått (%)
25-35	50	100	25
25-40	50	100	20
10-100	25	80	-
15-30	15	75	20
25-50	25	60	50
50-70	2	25	15
> 50	< 5	-	-
75	10	50	15
70	50	20	20

Baserat på ovanstående tre gruppers förväntningar med avseende på skogsmarkskalkningens effekter på ytvattenförurningen har vi valt att basera den samhällsekonomiska analysen på ett optimistiskt scenario, ett mellanscenario samt slutligen ett pessimistiskt scenario. Hur dessa har utformats framgår av kapitel 4.

Vid workshopen saknades tyvärr experter på skogsmarkskalkningens effekter på florán, men inom ramen för Skogsstyrelsens "Analys och kriteriegrupp" kopplad till åtgärdsprogrammet mot markförurning, har Anders Dahlberg och Tomas

Hallingbäck Artdatabanken, SLU konstaterat att med de tidshorisonter som skogsmarksskalkning förväntas ha innan full effekt uppnås på försurad fastmark (ca. 30 år) kan man förvänta att normal skogsskötsel kommer att ha större påverkan på artsammansättningen av kärlväxter, mossor, lavar och saprotrofa marksvampar än vad kalkning med 3 ton/ha kommer att ha. Däremot är det oklart vilka effekterna blir på artsammansättningen av mykorrhizasvampar. Vi har med utgångspunkt från dessa slutsatser inte beräknat några särskilda scenarier eller antagit några särskilda ekosystemvärden för eventuella effekter på den terrestra vegetationen eller saprotrofa marksvampar av skogsmarksskalkning. Vi har istället antagit att dessa värden är inbakade i de ekosystemvärden som använts för ytvattenförsurning (se kapitel 3.4.2).

### 3.3 Ekonomiska bedömningar

För att få en bättre förståelse och bakgrund till hur försurning och kalkning påverkar de terrestra och akvatiska ekosystemen, samt hur detta får effekter på det samhällsekonomiska nettot har följande förenklade, schematiska, beskrivning sammanställts.

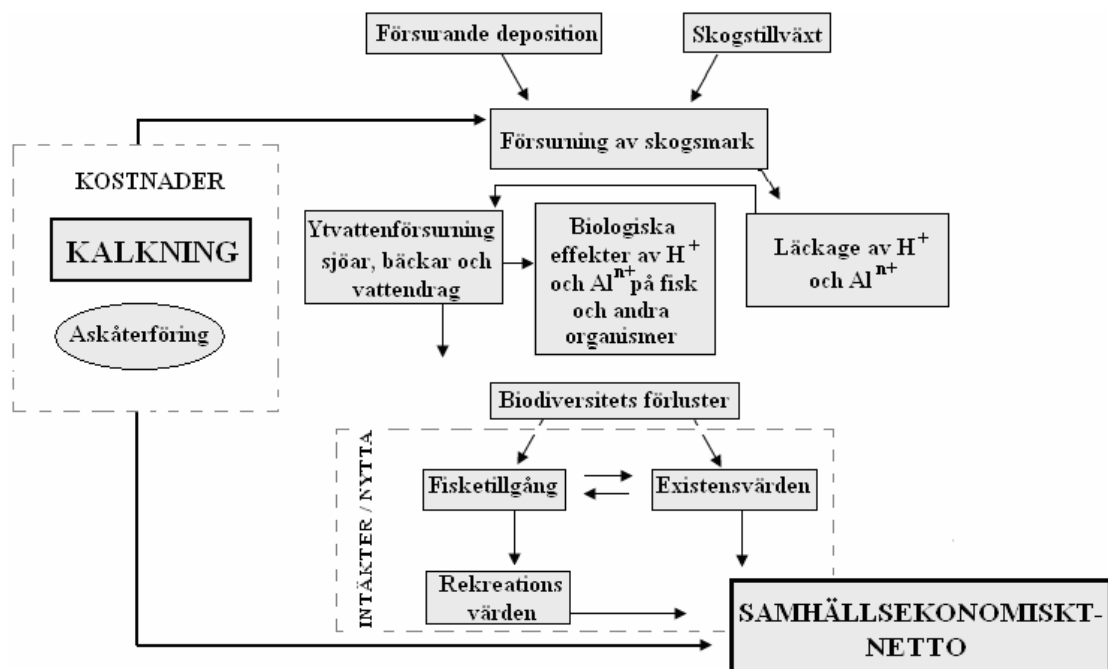


Fig. 3.3. Schematisk beskrivning över försurningens och kalkningens effekter på det samhällsekonomiska nettot

Atmosfärisk deposition av svavel och kväve samt skogens tillväxt och skörd är de dominerande källorna till försurningen. Försurning ger negativa effekter i form av skador på den akvatiska och terrestra floran och faunan.

Skogsbruket kan också minska de processer som bidrar till försurningen, främst genom askåterföring efter GROT-uttag. Detta diskuteras, samt en enkel samhällsekonomisk kalkyl redovisas i kapitel 5.6. Försurningen leder till biodiversitetsförluster - indirekt ger detta konsekvenser för vår välfärd. Skogsmarksskalkning är

en åtgärd som antas motverka markförsurning och skogsskador, utarmning av biologisk mångfald samt ytterligare försurning av ytvatten. Ytvattenkalkning motverkar endast ytvattenförsurningen.

Vad gäller effekten av skogsmarkskalkning på skogsproduktionen, anser man idag att luftföroreningar kan påverka skogsmarken och tillväxten såväl i positiv som negativ riktning. De negativa effekterna är att markens pH sjunker samtidigt som halterna av fritt Al ökar. Näringsämnen som finns lagrade i marken frigörs vilket ger ett positivt näringstillskott. Förrådet av näringsämnen är dock inte oändligt och på många håll i sydvästra Götaland har man börjat se att förrådet minskat (SOU 1992:76, bilaga 2). Försurningen kan dock ge en positiv effekt på skogstillväxten, åstadkommen av det atmosfäriska nedfallet av kväve- som har en gödande effekt (Phillips & Forster, 1987). I en studie av Akselsson et al. (2000) jämfördes olika sorter och doser av kalk (3, 6 och 12 ton/ha) med avseende på bl.a. effekter på träd tillväxt den första femårsperioden efter kalkning. Det kunde konstateras att träd tillväxten inte påverkades av kalkningen vid någon av doserna. Fem år är dock en kort period i detta sammanhang och det kan krävas längre tidsserier för att kunna göra en komplett utvärdering av kalkningens effekter. I Anderson & Hildingsson (2004) gjordes en effektuppföljning av skogsmarkskalkningens effekter på tillväxt och trädvitalitet. Resultatet från tolv års studier i Anderson & Hildingsson (2004) visade att det inte ännu framkommit något som tyder på att skogsmarkskalkning påverkar vare sig tillväxt eller vitalitet. På grund av osäkerheten i nettoeffekten på skogsproduktionen har vi valt att bortse från detta i den samhällsekonomiska konsekvensanalysen.

Fiskresursen utgör en viktig förutsättning för att rekreationsaktiviteter, såsom sport- och fritidsfiske. Fiske utgör därmed både ett socialt och ekonomiskt värde. Ett minskat fiske ger därför upphov till socioekonomiska förluster.

Existensvärden är miljövärden som inte är direkt relaterade till ett fysiskt nyttjande. Dessa värden påverkas också av försurningen. Ett exempel skulle kunna vara att vissa individer är villiga att betala för ett bevarande av vitala och levande sjöar och vattendrag trots att de aldrig har för avsikt att åka dit och titta på dem eller nyttja dessa genom att fiska eller se dess biologiska mångfald (jfr. Iivonen et al., 1995).

### 3.3.1 Välfärdsekonomi

För att kunna diskutera samhällsekonomiska konsekvensanalyser krävs en kort presentation av den gren av nationalekonomisk teori som kallas välfärdsteori. Välfärdsekonomi eller välfärdsteori är den del av nationalekonomi som studerar samhällets allokativa effektivitet och den tillhörande inkomstfördelningen och är fokuserad på välfärden hos aggregatet av individer – det högsta samhällsliga målet är att maximera individernas välfärd. Som framgår av definitionen ovan finns det två aspekter som hänger ihop: ekonomisk effektivitet och inkomstfördelningen (Hanley & Spash, 1993). Samhällsekonomiska konsekvensanalyser berör framförallt den första aspekten, dvs. frågan om samhällsekonomisk effektivitet.

Inom välfärdsekonomin studeras emellertid inte enbart privata nyttigheter. Det finns många så kallade kollektiva nyttigheter som bidrar till samhällelig välfärd. Flertalet miljövaror går under begreppet *kollektiva nyttigheter*, och skiljer sig från

de rena privata varorna genom att de inte kan delas upp och göras tillgängliga för enskilda individer (Navrud, 1988). Dessa kollektiva icke marknadsprissatta nyttigheter karaktäriseras av att om de är tillgängliga för en individ är de samtidigt tillgängliga för många andra individer i samhället, samtidigt som tillgången på den kollektiva varan inte minskar om fler personer konsumerar den. Detta innebär att kollektiva nyttigheter i allmänhet inte kan köpas på en marknad. Detta skapar givetvis problem då man skall kvantifiera möjliga kostnader och vinster för en miljövara, exempelvis en förbättring av vattenkvaliteten i en sjö.

Det grundläggande effektivitetskriteriet i ekonomisk teori är det så kallade Pareto-kriteriet (Hanley & Spash, 1993). Kriteriet säger att en ekonomisk situation är effektiv om en person kan få det bättre utan att någon annan får det sämre. Emellertid involverar de flesta sociala förändringar både vinnare och förlorare och Pareto-kriteriet kan inte hantera sådana blandade utfall. För att behandla situationer där någon får det sämre utvecklades 1939 det så kallade Kaldor-Hicks kriteriet av Nicholas Kaldor och John Hicks. Kaldorkriteriet säger att ett projekt är samhälls-ekonomiskt önskvärt om, efter att projektet genomförts, det är potentiellt möjligt för de som vinner på en förändring att kompensera de som förlorar, och fortfarande vinna. Det mindre använda Hickskriteriet säger att projektet är samhälls-ekonomiskt önskvärt om, innan projektet genomförts, det är omöjligt för ”förlorarna” att potentiellt betala ”vinnarna” för att avstå från projektet.

Kompensationskriterier, framförallt Kaldorkriteriet, har kommit att bli en hörnsten för samhällsekonomiska konsekvensanalyser. Om värdet av alla nyttor överstiger värdet av kostnaderna kan vinnarna hypotetiskt kompensera förlorarna och fortfarande ha ett överskott vilket är önskvärt. Ett problem med kompensationskriterierna, som bör hållas i minnet, är att utfallet av dess användning starkt beror på den rådande inkomstfördelningen i samhället. Även om den relevanta måttstocken egentligen är välfärd eller ”nytta” ersätter i praktiken ekonomer i allmänhet ”nytta” med en monetär skala, eftersom olika individers ”nytta” är svår att mäta och jämföra. Detta är emellertid inte helt oproblematiskt eftersom exempelvis värderingen av en miljöförbättring inte bara beror på preferenserna för denna miljöförändring, utan även på betalningsförmågan. Att ersätta ”nytta” med en monetär skala innebär *de facto* att anta att alla individer har samma värdering av en marginell ökning i inkomst, vilket helt enkelt inte stämmer i många situationer som kompensationskriterierna skall bedöma. Ett sätt att hantera detta är att använda sig av fördelningsvikter, där individer med en hög marginell värdering av inkomst (läs låginkomsttagare) viktas upp. Fördelningsvikter har emellertid inte använts i denna studie, framförallt på grund av datamaterialets begränsningar.

### 3.3.2 Vad är en samhällsekonomisk konsekvensanalys?

En samhällsekonomisk kostnads- intäktsanalys, eller cost-benefit analysis (CBA) kan definieras som ett systematiskt sätt att beskriva och mäta effekterna av en åtgärd som vidtas av t.ex. ett hushåll, ett företag eller en offentlig myndighet (Bostedt, Håkansson & Kriström, 2006). Det kan också beskrivas som den praktiska konsekvensen av Kaldorkriteriet i den meningen att ”vinnare” (dvs. de agenter i ekonomin som åtnjuter de intäkter, eller värden, som en åtgärd eller ett projekt genererar) ställs mot ”förlorarna” (dvs. de som bär kostnaderna). Kort kan man säga att det finns ett behov av att göra samhällsekonomiska kalkyler för projekt då privat- eller företagsekonomiska kalkyler som regel inte inkluderar pro-

jektets samtliga effekter på samhället och därmed inte nödvändigtvis presenteras samhällsekonomiskt effektiva lösningar.

Centralt i en CBA är att man försöker utvärdera skillnaden mellan utfallet av ett projekt, där begreppet ”projekt” skall förstås i vid mening, och något *status quo*, eller referensalternativ. Analysmetoden började utvecklas i USA redan på 1930-talet och användes framför allt vid kraftverks- och bevakningsprojekt. Sedan slutet av 1950-talet fick analystekniken tillämpning även inom transport- och vägsektorn. Under 1960-talet ökade intresset för samhällsekonomiska konsekvensanalyser och då även i Sverige. Vägverket började använda dessa i början av 1960-talet. Under 1970-talet utvecklades den samhällsekonomiska konsekvensanalysen och den kom att användas vid bl.a. väginvesteringar (Naturvårdsverket, 2000). I Sverige kräver Verksförordningen (1995:1322), som reglerar myndigheternas arbete med konsekvensanalyser, att myndigheter skall ”utreda föreskrifternas eller de allmänna rådens kostnadsmässiga och andra konsekvenser och dokumentera utredningen i en konsekvensutredning” (Samakovlis & Vredin Johansson, 2005) Denna lagstiftning kräver alltså att en konsekvensutredning görs men reglerar inte hur den skall se ut.

En samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarkskalkning är ett verktyg för att redovisa för- och nackdelar som denna åtgärd för med sig för samhället och för olika aktörer. Åtgärder analyseras genom att kostnader och nyttor vägs mot varandra samt jämförs med de effekter som skulle ha uppkommit om kalkningen inte vidtagits. Utgångspunkten i en samhällsekonomisk konsekvensanalys är att konsekvenserna skall uttryckas i monetära termer. I det fall relevanta effekter inte kunnat värderas i analysen beskrivs de på annat sätt.

### 3.3.3 Steg i en samhällsekonomisk konsekvensanalys

Första steget i en samhällsekonomisk konsekvensanalys är att fastslå de olika handlings- eller utfallsalternativ som studeras. När de olika alternativen, inklusive referensalternativet är fastställda är nästa steg att söka kvantifiera projektets effekter i naturvetenskapliga termer. När projektets naturvetenskapliga effekter är uppskattade övergår uppgiften till att värdera dessa effekter i monetära termer. På grund av en rad marknadsimperfectioner, samt på grund av att flera effekter ofta inte är prissatta på någon marknad, används i allmänhet inte marknadspriserna förbehållslöst. Istället beräknas så kallade skuggpriser som korrigerar för marknadsimperfectionerna (Hanley & Spash, 1993). För kalkningsproblematiken innebär detta att vem som bär kostnaderna är irrelevant för om ”projektet” skogsmarkskalkning är samhällsekonomiskt lönsamt. Vad som räknas är om de värden kalkningen genererar överstiger kostnaderna. En annan viktig punkt är skuggpriset på icke-marknadsprissatta effekter av projektet. I en företagsekonomisk kalkyl förbigås dessa effekter i allmänhet, men i en samhällsekonomisk kostnads- intäktsanalys kan de potentiellt vara mycket betydelsefulla. I frånvaro av marknadspriser har en rad metoder utvecklats för att värdera dessa icke-marknadsprissatta effekter.

Ett första steg i en samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarkskalkning är därför att genomföra en fullständig beskrivning av de indata som kan behövas för att genomföra analysen.

Följande huvudtyper av indata kommer att ingå i analysen:

- *Kalkningsmetodernas påverkan på miljön i kvantitativa termer*  
Arealen sjöar/vattendrag som blir återställda.
- *Kalkningsmetodernas direkta påverkan på ekonomin*  
Kostnader och värden presenteras för de olika kalkningsåtgärderna.
- *Effekter från miljöpåverkan på ekonomin och välfärden*  
Andelen ökad respektive minskad rekreation.
- *Monetär värdering av effekterna*  
Betalningsviljan för ökad respektive minskad andel rekreation samt betalningsviljan för att skydda ekosystemens biologiska mångfald och funktioner mätt via benefits transfers.

Vid såväl samhällsekonomiska som företagsekonomiska kalkyler måste man ta hänsyn till att värden och kostnader inte uppkommer vid en och samma tidpunkt. I allmänhet används diskontering för att beräkna ett nuvärde av alla framtida värden och kostnader (Naturvårdsverket, 2003). Emellertid skiljer principerna för att välja diskonteringsränta åt mellan företagsekonomiska och samhällsekonomiska kalkyler.

Det relevanta beslutskriteriet i en CBA är i allmänhet att den till nuvärde diskonterade skillnaden mellan värden och kostnader skall vara positiv. Många av ett projekts effekter kan emellertid vara svåra att uppskatta fysiskt eller monetärt. I dessa fall kan en känslighetsanalys ge en fingervisning om vilka variabler som påverkar slutresultatet.

### 3.3.4 Ekonomisk värdering av miljö

Till de samhällsekonomiska kostnaderna och intäkterna i en CBA räknas såväl marknadsprissatta som icke-marknadsprissatta effekter. En marknadsprissatt vara köps vanligen på en marknad, där konsumenten endast köper varuslaget om denne anser att den är värd sitt pris och värdet kan därmed beskrivas i termer av kronor och ören. Problemet med de icke-marknadsprissatta nyttigheterna, miljövarorna, är att något sådant pris inte kan avläsas på en marknad. Brist på information och osäkerheter kan göra det svårt att värdera miljökostnader och nyttor. De kollektiva nyttigheterna har sällan något marknadspris och detta gör att det inte går direkt att använda sig av marknadspriser för att värdera miljövarorna. Detta betyder att det behövs göras en prioritering på något sätt för att kunna avgöra hur betydelsefulla värdena är, när och för vem.

Betalningsviljan för en vara som är marknadsprissatt avslöjas av marknadspriset. Men hur värderar man miljövärden som inte är prissatta på en marknad? Inom miljöekonomi har en omfattande forskning bedrivits om olika metoder för att skatta miljövärden. Utgångspunkten för värdering av miljömässiga kostnader och nyttor är individens betalningsvilja för olika nyttigheter och utifrån den kan man sätta ett pris på miljön. Principiellt kan man säga att de samhällsekonomiska intäkterna från skogsmarkskalkning är alla positiva effekter uttryckt i termer av maximal betalningsvilja för de nyttigheter som kalkningen skapar, detta obero-



de av om intäkterna kan prissättas på en marknad eller ej och oberoende till vem nyttorna tillfaller.

Det finns flera olika metoder för att värdera en icke marknadsprissatt nytta eller miljövara. Man kan dela in dessa metoder i två grupper, nämligen; direkta och indirekta metoder (Brännlund & Kriström, 1998). En direkt metod bygger på intervjuer/enkäter, där man direkt frågar om betalningsviljan för en miljövara. I den andra gruppen, indirekta metoder, använder man marknadspriset för en vara för att via ett indirekt samband få ett värde på miljövaran. Den indirekta metoden avser att observera och studera konsumenternas värderingar och beteende på marknaden (Johansson, 1989).

### 3.3.5 Diskontering

Diskontering finns med i alla aspekter av samhällsekonomi, och är en betydelsefull komponent i samhällsekonomiska konsekvensanalyser. Den vanligaste tillämpningen av diskontering är en fast diskonteringsränta, men detta kan ses som ett specialfall av mer allmänna diskonteringsprinciper. Mer allmänna viktningssystem har föreslagits av såväl ekonomer som psykologer, och i modern miljö- och naturresursekonomi verkar det idag finnas en konsensus om att diskonteringsräntor inte är konstanta, utan snarare faller över tiden. Detta innebär att effekter som uppstår långt i framtiden skall diskonteras med en lägre räntesats, vilket bekräftas av empirisk forskning (se exempelvis Laibson & Cropper, 1999 för en översikt, samt diskussioner i Weitzman, 2001, samt Dasgupta, 2001). En intressant praktisk tillämpning av fallande diskonteringsräntor är den brittiska regeringens publicering av en lista med fallande diskonteringsräntor som skall användas för offentliga projekt (Cairns, 2006). Där rekommenderas en ränta på 3,5 % för värden och kostnader som uppstår 1 till 30 år framåt i tiden, 3 % för åren 31 till 75, 2,5 % för åren 76 till 125, 2 % för åren 126 till 200, 1,5 % för åren 201 till 300, samt 1 % för alla värden och kostnader som uppstår längre bort än 300 år framåt. I denna rapport har vi använt oss av den brittiska regeringens rekommendation vad gäller diskonteringsräntesatser.

### 3.3.6 Benefits transfers - nyttotransfereringar

Nyttotransfereringar, eller benefits transfers, innebär att värden av naturresurser estimeras med hjälp av existerande information från tidigare studier (Smith, 1992; McConnell, 1992; Brookshire & Neil, 1992). En nyttotransferering anses ha en godtagbar validitet om de estimerade nyttotransfereringsvärdena inte skiljer sig nämnvärt från värdena estimerade från originaldata, eller om inte parametrarna i en estimerad nyttofunktion eller värdefunktion skiljer sig nämnvärt från den estimerade nyttofunktion/värdefunktion som estimerats från originaldata (se Brouwer, 2000).

## 3.4 Monetär värdering av värde- och kostnadskomponenter

För att kunna jämföra de olika konsekvenserna av skogsmarkskalkning behöver de uttryckas i en gemensam enhet, vanligtvis i monetära termer som kronor och ören. För varor och tjänster som säljs på en perfekt marknad kommer marknadspriset att vara ett uttryck för den marginella samhällsnyttan eller den marginella samhällskostnaden.

I detta steg listas olika kostnads- och värdeposter som uppstår vid skogsmarkskalkning. Kostnaderna är de kostnader som uppstått utöver nollalternativet då inga ytterligare åtgärder vidtas för att uppnå miljökvalitetsmålet. De identifierade kostnaderna samt värdena är sammanställda i tabell 3.7.

**Tabell 3.7. Identifierade kostnader och förväntade värden.**

Effekt	Kostnad	Värde
Spridningskostnad	x	
Effekter på ekosystem	x	
Betalningsvilja för att skydda ekosystem		x
Fritidsfiske, rekreation		x

Benefits transfers har haft en betydande roll i denna studie då vi ej har haft möjlighet att genomföra några nya empiriska värderingsundersökningar. Ingångsdata utgjordes av bland annat Anton Paulruds datamaterial i arbetsrapporten ”*Sportfiske i Bohuslän- samhällsekonomiska aspekter*” (2001) se stycke 3.4.3 nedan, samt betalningsviljan för att skydda ekosystem mot försurning hämtades ur Vermoote och De Nockers artikel ”*Valuation of environmental impacts of acidification and eutrophication based on the Standard Price Approach*” (2003), se stycke 3.4.2.

### 3.4.1 Kostnader

De direkta åtgärdskostnaderna avser kostnader som en aktör på något sätt är delaktig i att betala. Kostnaderna redovisas i tabell 3.8. Beträffande askåterföring samt spridning av mesa diskuteras dessa i kapitel 5.6.

**Tabell 3.8. Direkta spridningskostnaderna för skogsmarkskalkning och våtmark- ytvatten kalkning (Källa: Anderson, Hallin, Nilsson (2007))**

Metod	Spridningskostnad
<b>Skogsmarkskalkning</b>	
<i>Helikopterspridning</i>	
Kalk, Mg 4 %, 0,2-2 mm.	3 600 kr/ha.
Planering/uppföljning	200 kr/ha.
<i>Markspridning</i>	
Kalk, Mg 4 %, 0,2-2 mm.	1 875 kr/ha.
Planering/uppföljning	300 kr/ha.
<b>Våtmarkskalkning</b>	
Kalk, Mg 4 %, 0,2-2 mm.	6350 kr/ha.*
Planering/uppföljning	40 kr/ha.
<b>Ytvattenkalkning</b>	
<i>Båtspridning</i>	670 kr/ha. sjöyta**
Planering/uppföljning	100 kr/ha.

\*kostnaden är redovisad som genomsnittlig spridningskostnad per ha i Västra Götaland (2007)

\*\*kostnad år 2007 (Västra Götaland). Källa: Nilsson, 2007

### 3.4.2 Ekosystemvärden

I en samhällsekonomisk analys eftersträvas att alla effekter av en åtgärd som har betydelse för medborgarna kvantifieras och värderas utifrån medborgarnas egna bedömningar (betalningsvilja). Värderingar härledda från politiska beslutsunderlag kan i vissa fall betraktas som en rimlig ersättning vid brist av värderingar som härleds från medborgarna. När det gäller värdering av försurningens effekter på ekosystemen saknas det underlag till den samhällsekonomiska konsekvensanalysen baserat på individuell betalningsvilja. Vi har valt att värdera effekter på de terrestra och akvatiska ekosystemen utifrån en benefits transfer härledd från ett bindande politiskt beslut för att kunna göra analysen mer fullständig. I detta steg handlar det om att föra in ett skuggpris som inte speglar berörda individers betalningsvilja men väl den politiska värderingen.

Internationella överenskommelser om minskade utsläpp (se Göteborgsprotokollet 1999, EU:s direktiv 2001/81/EC för utsläppstak för svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak) innebär att om de följs kommer den försurande belastningen att minska avsevärt fram till år 2010. Minskningen av det sura nedfallet beror dock på hur framgångsrikt länderna i Europa genomför utsläppsbegränsningar enligt de internationella överenskommelserna. Prognoser visar dock att den kritiska belastningsgränsen för svavel ändå kommer att överskridas i vissa delar av sydvästra Sverige år 2010.

Vermoote och De Nocker (2003) har gjort ett försök att värdera de effekter som uppkommer på miljön vid försurning och övergödning. I EU-projektet ExternE har en effektkedjemodell använts för att värdera lokala och vissa regionala effekter av försurningen. Den består av fem steg, nämligen: utsläpp, spridning, exponering, effekter och monetär värdering av effekterna. I det sista steget i denna modell har man i Vermoote och De Nockers studie värderat betalningsviljan för att skydda ekosystem från försurning och övergödning med hjälp av en värderingsmetod de kallar ”the Standard Price Approach”. Standard Price ansatsen utgår från att beräkna värdet av försurningens effekter på ekosystem utifrån olika miljöstandarder som beslutats av parlamentariska församlingar. Åtgärds-kostnader framräknade från dessa beslutade åtgärder kan därigenom tolkas som den betalningsvilja som samhället idag har för att åstadkomma en miljö-kvalitetsförbättring. Åtgärds-kostnaden bygger på en uppskattning av vad det kommer att kosta att genomföra de mest kostnadseffektiva åtgärder som leder till en viss politisk fastslagen utsläppsminskning. Denna kostnad antas vara den politiska betalningsviljan. Det skall betonas att denna politiskt bestämda betalningsvilja inte behöver vara det samma som den betalningsvilja som exempelvis en CVM-undersökning skulle kunna visa. Kopplingen mellan Standard Price ansatsen och direkta värderingsmetoder som CVM är ännu ett utforskat område.

Enligt Nerhagen *et al.* (2005) kan man använda Standard Price ansatser för att beräkna kostnader och värden för påverkan av ekosystemet men det krävs en grundlig granskning av de kostnads- och värdeberäkningar som ingår i studierna då dessa bygger på en rad olika antaganden och modellberäkningar. Betalningsviljan i Standard Price ansatsen i Vermoote och De Nockers studie har bestämts utifrån analyser som gjorts för olika utsläppsscenarier (miljöstandarder). Man utgår från de kritiska belastningsgränser som svarar mot de överenskommelser som nåtts inom EU (bl.a. Göteborgsprotokollet 1999 och EU:s direktiv

2001/81/EC). Den betalningsvilja som beräknades bygger på att politikerna ses som rationella beslutsfattare som, i egenskap av representanter för medborgarna, gör avvägningar mellan förväntade kostnader och nyttor som uppkommer till följd av överenskommelserna - ett många gånger diskutabelt antagande. Genom att använda den genomsnittliga kostnaden för ett specifikt utsläppsscenario speglas den politiska betalningsviljan. Notera här att det kostnadsmått som använts inte är marginalkostanden för en viss, enskild åtgärd, utan genomsnittskostnaden för alla åtgärder som krävs för att nå ett visst utsläppsmål. Denna kostnad antas bättre reflektera den politiska betalningsviljan för policy paketet som helhet.

I ett andra steg beräknas den totala betalningsviljan i €/år och ha för att skydda ekosystem från försurning och övergödning för att uppnå överenskommelserna. För att få fram detta värde har man uppskattat det antal hektar inom EU som ligger över de kritiska belastningsgränserna som en indikator för att uppskatta den fysiska påverkan. Även den totala kostnaden för att reducera utsläppen har ingått i beräkningen av den totala betalningsviljan för att skydda ekosystemen mot försurning. Betalningsviljorna är även justerade för de positiva och negativa effekter som uppstår vid minskade utsläpp av försurande och övergödande föroreningar.

En betalningsvilja i intervallet 63-350 €/ha och år har beräknats i Vermoote och De Nockers studie (2003) och den avser betalningsviljan per hektar för att skydda ekosystem från försurning och övergödning. Variationen beror på vilket försurningsreducerande program (den politiska överenskommelsen) som valdes. Betalningsviljan som speglade EU beräknades till ungefär 100 €/ha och år (utifrån Göteborgsprotokollet och EU:s direktiv 2001/81/EC). Det bör påpekas att värderingen i €/ha är samma för de olika länderna. För att omvandla valutan euro till svenska kronor har en kurs på 9,20 använts, vilket ger en betalningsvilja på 920 kr/ha.

Man bör påpeka att det finns stora osäkerheter i resultatet, man bör tolka resultatet som en *fingervisning* då det naturligtvis inte ersätter en grundlig och detaljerad studie som är kalkylerad för dagens förhållanden. Antagandet bör även vara att det förekommer regionala skillnader där effekterna i de norra delarna av landet skall värderas lägre. Nämnas bör också att Vermoote och De Nocker själva betonar att man inte skall använda ansatsen för att värdera policier för utsläppsminskningar eftersom betalningsviljeskattningen bygger på kostnaderna för dessa utsläppsminskningar. Man kan med andra ord inte mäta värdet av en utsläppsminskning med kostnaden av detsamma. Men enligt dem ger metoden användbara data på "skuggpriset" (dvs. det icke-marknadsprissatta värdet) av att skydda ekosystem från försurning, vilket är vad som eftersöktes för denna analys.

### 3.4.3 Rekreativvärden

Värdet av fritidsfiske och sportfiske kan värdesättas till en viss del utifrån sålda fiskekort och fiskeutrusning, men värdet av exempelvis en återställd fiskepopulation s.k. icke-användarvärde kräver värderingsmetoder som kan värdera icke-marknadsprissatta nyttigheter för att kunna fastställa ett totalt värde uttryckt monetärt.

Idag är turistnäringen en av de snabbaste växande näringsgrenarna i Sverige. Sportfisketurismen är en sektor som har utvecklats till att bli en samhällsekon-

misk viktig rekreativ aktivitet. Det finns undersökningar som visar att det finns ca. 1,4 miljoner sportfiskare varav runt hälften har fiske som en av sin viktigaste fritidssysselsättning. Det finns ytterligare ca. 800 000 svenskar som säger sig vara intresserade av sportfiske även om de inte har fiskat de senaste åren (Paulrud, 2000).

I en studie gjord av Paulrud (2001) beräknades den samhällsekonomiska betydelsen av sportfiske i Bohuslän. I artikeln belystes olika rekreativvärden förknippade med sportfiske där utgångspunkten bygger på sportfiskarnas egen värdering av sitt fiske.

Slutsatserna från denna studie ger oss möjlighet att utnyttja en 'benefits transfer' för att kunna genomföra de samhällsekonomiska beräkningarna för denna studie. Studien är dock begränsad till fiske under 1998. I brist på aktuellare studier har vi valt att använda dessa data för att kunna göra en total samhällsekonomisk värdering.

Sportfiskarna har i Paulruds studie delats in i tre kategorier, där den första kategorin är intressant för denna studie. Kategorin utgörs av sportfiskare som fiskar i insjöar respektive rinnande vatten inom de tio fiskevårdsområden. De studerade fiskevårdsområdena är som följer: Hällungen (629 ha), Bullaren (1 841 ha), Kärnsjön (716 ha), Uddevallakortet (107,8 ha), SFK Härvan (12,4 ha), Södra Kornsjön (707 ha), Viksjön (380 ha), Nedre Örekilsälven (6 km), Herrestadsfjället (64,8 ha) och Svartedalen (43,4 ha).

Enkäten skickades ut till mer än 2 000 sportfiskare som bor i Sverige och endast sportfiskare som betalar sina fisketurer själva har inkluderats. Svarsprocenten låg på 70 %. Även om svarsprocenten ses som hög så var det inte tillräckligt många besvarade enkäter för alla de 22 fiskevårdsområden som skulle ingå i studien. En viss selektion skedde därför och nedan ses en sammanfattande tabeller över resultatet av studien för de tio fiskevårdsområden (ovan) som hade ett statistiskt godtagbart resultat.

**Tabell 3.9. Fiskevårdsområden, typ av fiske, antal fiskedagar samt fiskarens kostnad per fiskedag, ur Paulrus studie (2001).**

Fiskevårdsområde	Typ av fiskeplats	Antal fiskedagar	Kostnad per fiskedag	Kilo fisk per fiskedag	Total vikt per år (ton)
Hällungen	vanligt sjöfiske	606	90	1,2	0,7
Bullaren	sjöfiske, ädla arter	2 654	392	2,1	5,5
Kärnsjön	vanligt sjöfiske	378	117	3,3	1,3
Uddevallakortet	vanligt sjöfiske	2 945	88	0,6	1,8
SFK Härvan	sjöfiske, ädla arter	1 110	133	1,3	1,4
Södra Kornsjön	vanligt sjöfiske	131	252	4,1	0,5
Viksjön	vanligt sjöfiske	806	265	3,7	3
Nedre Örekilsälven	fiske i älv	1 598	556	0,7	1,1
Herrestadsfjället	sjöfiske, ädla arter	2 244	234	1,4	3,1
Svartedalen	sjöfiske, ädla arter	4 000	234	1,2	4,6

I enkäten ställdes frågor om hur många gånger de fiskat inom de olika fiskevårdsområdena och en total besöksfrekvens kunde beräknas. Till grund för beräkningen låg även det exakta antalet sålda fiskekort.

I kostnaden per fiskedag ingick resekostnad, avgifter för fiske, utgifter för mat och boende, utrustningskostnader, hyra av båt, guide eller utrustning samt övriga kostnader. Medelvärde för övriga utgifter (ej inkl. resa) till fiskevårdsområde var 102 kr. Resekostnad inkl. alternativkostnaden för restiden var 91 kr.

Antalet kilo fisk samt fiskart per fångstdag varierade beroende på fiskevårdsområde. Vanligt sjöfiske består av fiske av arterna (övrig fisk) abborre, mört, gädda, gös och ål. Ädelfisket består av lax, harr, röding, regnbåge, sik och öring. I denna studie har vi valt att bortse från fiskevårdsområdet Nedre Örekilsälven då det utgörs av älvfiske. Nedan ses en sammanställning över antalet fångster per fiske art per st./timme, kg/timme.

**Tabell 3.10. Totala antalet fångster per timme för respektive fiskeplats.**

Fiskevårdsområde	Typ av Fiskeplats	Totalt st./h	Totalt kg/h	Övrig ädelfisk st./h	Övrig ädelfisk kg/h	Övrig fisk st./h	Övrig fisk kg/h
Hällungen	vanligt sjöfiske	0,67	0,34	0	0	0,66	0,33
Bullaren	sjöfiske, ädla arter	0,57	0,48	0,04	0,02	0,52	0,33
Kärnsjön	vanligt sjöfiske	0,87	0,64	0	0	0,87	0,64
Uddevallakortet	vanligt sjöfiske	0,90	0,18	0	0	0,90	0,18
SFK Härvan	sjöfiske, ädla arter	0,38	0,38	0,35	0,36	0,03	0,02
Södra Kornsjön	vanligt sjöfiske	0,99	1,06	0	0	0,99	1,06
Viksjön	vanligt sjöfiske	1,42	0,66	0	0	1,33	0,34
Herrestadsfjället	sjöfiske, ädla arter	0,34	0,26	0,28	0,24	0,05	0,01
Svartedalen	sjöfiske, ädla arter	0,21	0,21	0,16	0,13	0,05	0,07

Fiskeplatserna delades upp på olika typer av fiske. Enligt Paulrud (2001) fiskades det totalt 3,5 dagar per ha, vilket här avrundats till 4 dagar per ha, inom de namngivna fiskevårdsområdena och fördelningen över tillgänglig ädelfisk och övrig fisk (per ha) skattades till 19 % respektive 81 %. Separata modellberäkningar skapades med besöksfrekvensen (tabell 3.9) som beroende variabel och kostnaden per fiskedag (tabell 3.9) som förklaringsvariabel. I modellen för sjöfiske efter ädla arter samt sjöfiske efter vanligt användes fångst per timme (tabell 3.10) som kvalitetsvariabel för att förklara skillnader i besöksfrekvens. Högst värde per fiskedag ger sportfisket i rinnande vatten (älv), 127 kr per fiskedag. Vanligt sjöfiske och sjöfiske efter ädla arter ger ett värde av 53 kr respektive 83 kr per fiskedag. I den samhällsekonomiska konsekvensanalysen har vi valt att använda det högsta av dessa två värden för att beräkna rekreativvärde vid kalkningsåtgärd. Totalt blev konsumentöverskottet därmed 83 kr/fiskedag gånger 4 dagar/ha, dvs. 332 kr/ha sjöyta. Vid kalkningsåtgärd antar vi att den biologiska mångfalden återställs (dvs. sjön kan hypotetiskt åter bära fisk) i ett visst antal hektar sjöar och vattendrag per år – beroende på kalkningsmetod och scenario - vilka sportfiskarna har en betalningsvilja enligt ovan för. Rekreativvärde kommer därmed att vara 332 kr/ha för de hektar sjöar och vattendrag som återställs.

För att värdera en kalkningsåtgärds effekter på fiskebestånd samt fritidsfiske i försurade sjöar har en beräkning gjorts som utgår från presumtiva fångstnivåer efter kalkning, försurningens påverkan på fångst och dess effekter på konsumentöverskott för sportfiskare. Alla data som ligger till grund för beräkningarna är genomsnittliga värden för ovan beskrivna fiskevårdsområden och är beräknade med utgångspunkt från Paulruds artikel ”*Sportfisket i Bohuslän- samhällsekonomiska aspekter*” (2001).

## 4 Scenarier

Vid utformningen av scenarierna har resultaten från nyligen utförda utvärderingar av mark-, grundvatten- och ytvattenkemi i Skogsstyrelsens SKOKAL-området (Löfgren, Zetterberg, Larsson och Lång opubl.) inte kunnat beaktats.

### 4.1 Ingen kalknings- eller vitaliseringsåtgärd - nollscenario

Nollscenariot, eller det s.k. nollalternativet, innebär att inga åtgärder sätts in under den aktuella tidshorizonten, som är 50 år. Utgångspunkten i nollscenariot är att försurningsutvecklingen svarar på en gradvis avtagande minskning av antalet försurade sjöar i sydvästra Sverige (Figur 4.1). Bakgrunden till detta är sjöarnas naturliga återhämtning från försurning (se figur 3.2). För enkelhetens skull och för att kunna beräkna ett rekreativsvärde antar vi att återhämtningen leder till att fisk kan återetablera i systemet. Detta är en grov överskattning eftersom många system fortfarande kommer att vara sura och sakna fisk, men eftersom antagandet används i samtliga scenarier blir resultaten jämförbara.

Utgående från tillgänglig data och i enlighet med kapitel 3.1, har vi uppskattat den naturliga återhämtningen av försurade sjöar och vattendrag till 0,5 % per år under åren 0 till 10. Andelen försurade, inklusive kalkade, sjöar i sydvästra Sverige uppgick år 2005 (dvs. i alla scenarier år 0) till ca. 29 % om man följer prognosen för hur försurningsutvecklingen fortskrider. Utifrån basscenariot (se tabell 3.2) kommer andelen försurade sjöar att minska till 26 % år 2015 (år 10). Andelen försurade sjöar antas därefter minska 0,3 % per år under åren 11-20, 0,2 % per år under åren 21-30 och slutligen 0,1 % per år under åren 31- 50. Det betyder att om man exkluderar de försurade kalkade sjöarna kommer andelen försurade sjöar i Sverige vara 16 % om 50 år. Den framtida utvecklingen i försurade vattendrag förväntas vara densamma som i sjöarna.

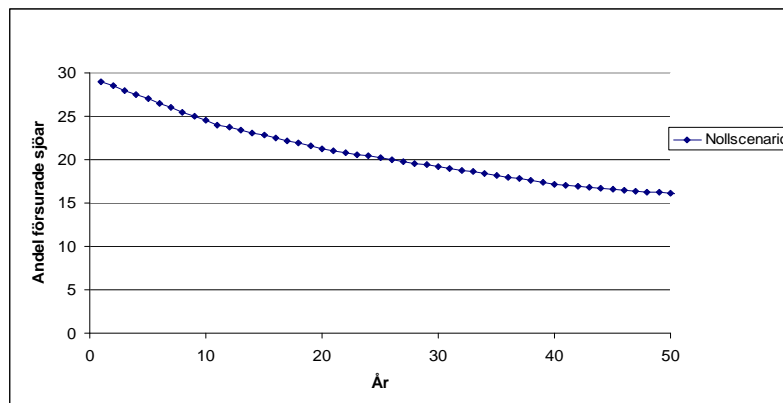


Fig. 4.1. Den förväntade naturliga återhämtningen av sjöar i sydvästra Sverige då ingen kalkningsåtgärd sätts in under tidshorizonten 0-50 år. År 0 motsvaras av år 2005.

### 4.2 Skogsmarkskalkning - optimistiskt scenario

Scenario 1 beskriver hur skogsmarkskalkning på ett positivt sätt minskar andelen försurade sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige. Utgångspunkten i scenario 1 är



att skogsmarkskalkningen har en sådan positiv effekt på försurade ytvatten att under år 35 kommer andelen försurade sjöar och vattendrag att uppgå till 0 %. Detta är baserat på de mest positiva uppskattningarna som gjordes vid den vetenskapliga workshopen i juni 2007 med det undantag att experterna inte förväntade sig mer än ca. 25 % återhämtning för oorganiskt aluminium, vilket indikerar att experterna tolkat återhämtning som att vattnen återfått sitt ursprungliga tillstånd och att höga aluminiumhalter (>50 µg/l) kan uppträda naturligt. För jämförbarhet med nollscenariot har vi antagit att målet för oorganiskt aluminium uppnås även i kalkningsscenarierna, vilket innebär att fisk och andra aluminiumkänsliga organismer antas kunna återetablera i de vatten där åtgärden beräknas ge effekt.

Från år 0-15 förväntas det endast ske en naturlig återhämtning av de sjöar som är försurade, dvs. kalkeffekten tar vid först vid år 16. Detta baseras på de resultat som erhållits från de ca. 15 år långa studierna i de 10 kalkade SKOKAL-bäckarna där det varit svårt att påvisa förbättringar som påtagligt skiljer sig från de förbättringar som uppmätts i okalkade referensbäckar i sydvästra Sverige och som kan ha någon avgörande betydelse för aluminiumhalterna i ytvattnen (tabell 4.1, Stefan Löfgren och Neil Cory, SLU och Therese Zetterberg, IVL in. prep.). Under perioden 2001-2006 uppvisade samtliga de åtta vattendragen, som enbart skogsmarkskalkats (G14 våtmarkskalkas sedan 2003) och hade höga halter oorganiskt aluminium i början på 1990-talet (R24 hade ej det), oorganiska aluminiumhalter som översteg 50 µg/l. Under åren därefter, fram till år 34, antas skogsmarkskalkningen ha en sådan positiv effekt att per år kommer 1,1 % av de försurade sjöarna att återhämta sig (inkl. den naturliga återhämtning). Återhämtning av andelen försurade sjöar visas i figur 4.2, där nollscenariot utgör referensalternativet. Detta betyder att år 35 kommer andelen försurade sjöar att vara 0 %.

**Tabell 4.1. WHAM-simulerade medelhalter under perioden 1993-2006 av totalaluminium (Altot), organiskt aluminium (Alo) och oorganiskt aluminium (Ali) i skogsmarkskalkade och referensbäckar i sydvästra Sverige (data från SLU och IVL). Startåret 1993 har valts för att det är ca två år efter att skogsmarkskalkningarna utfördes.**

Vattendrag	Län	Antal observationer	WHAM_Altot (ug/l)	WHAM_Alo (ug/l)	WHAM_Ali (ug/l)
<u>Skogsmarkskalkad</u>					
G14 <sup>1</sup>	G	109	461	353	109
G24	G	142	485	390	98
K24	K	106	1199	895	309
L14	L	111	532	372	161
L24	L	103	1145	281	867
O24	O	103	612	357	259
P14	O	109	314	219	97
P24	O	100	363	256	108
<u>R24</u>	<u>R</u>	<u>109</u>	<u>511</u>	<u>475</u>	<u>37</u>
Medel			625	400	227

<sup>1</sup> Sedan 2003 har G14 även våtmarkskalkats och halterna oorganiskt aluminium (Ali) har i samband med det påtagligt minskat.

<u>Referens</u>					
Ramsjöbäcken	F	259	341	277	52
Aneboda	G	242	509	430	86
G24R	G	153	500	317	187
Liv3	G	123	332	330	2
Liv30	G	69	536	491	47
L24R	L	101	854	150	706
N14	N	107	619	421	200
Ni44	N	116	283	163	122
Ni54	N	120	452	294	163
Pipbäcken nedre	N	240	178	134	46
Bråtängsbäcken	O	203	425	363	67
Lommabäcken nedre	O	223	412	318	102
O24R	O	102	609	321	293
P24R	O	105	370	315	49
R24R	O	105	398	271	129
<u>Ringsmobäcken</u>	O	181	<u>359</u>	<u>278</u>	<u>85</u>
Medel			449	304	146

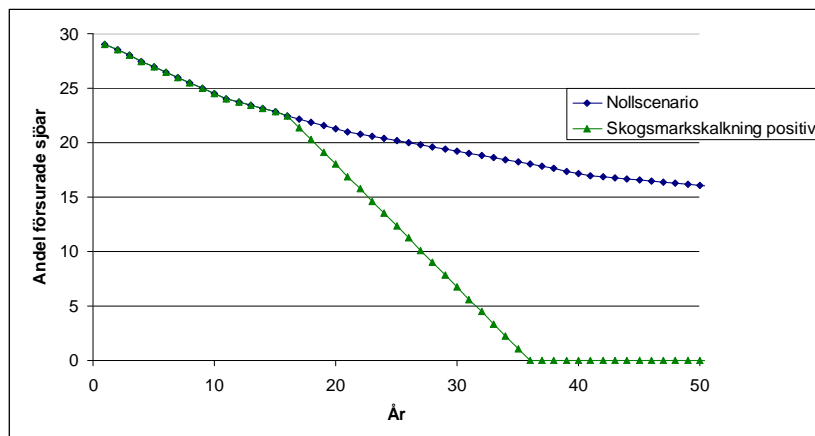


Fig. 4.2. Försurningsutvecklingen för skogsmarkskalkning – optimistiskt scenario, inkl. referensalternativet. År 0 motsvaras av år 2005.

### 4.3 Skogsmarkskalkning - *mellanscenario*

Detta scenario bygger på att skogsmarkskalkningen har effekt men att effekten ej är av sådan omfattning att försurningen kan minska till 0 % inom 50 år. Vid den vetenskapliga workshopen konstaterades att endast en expert förväntade sig uppnå mer än 25 % effekt med avseende på målet för oorganiskt aluminium (mindre än 50 µg Al/l). I det mest positiva scenariot förväntades 100 % återhämtning med en återhämtningstakt på 1,1 % per efter år 15. Även i detta alternativ antas kalkeffekten ta vid först efter år 15, men då endast till ca. 25 % med avseende på vattenkemisk återhämtning bl.a. oorganiskt aluminium. Skogsmarkskalkningen antas följaktligen ge en konstant effekt som minskar andelen försurade sjöar med 0,3 % per år ( $0,3 \approx 1,1 \times 25 \%$ ). Andelen försurade sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige kommer därmed att utgöras av 12 % vid slutet av tidshorizonten (år 50).

För jämförbarhet med nollscenariot har vi antagit att målet för oorganiskt aluminium uppnås även i kalkningsscenarierna, vilket innebär att fisk och andra aluminiumkänsliga organismer antas kunna återetablera i de vatten där åtgärden beräknas ge effekt.

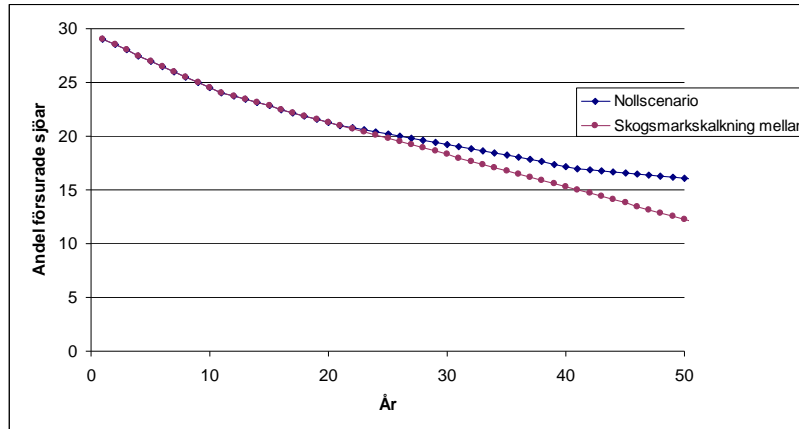


Fig. 4.3. Försumningsutvecklingen för skogsmarkskalkning - mellanscenario, inkl. referensalternativet. År 0 motsvaras av år 2005.

#### 4.4 Skogsmarkskalkning - pessimistiskt scenario

Oavsett vilket av dess scenario som ligger närmast sanningen kan det kontrasteras mot det mest pessimistiska scenariot. Detta betyder att skogsmarkskalkningen inte kommer att ge några effekter på andelen försurade sjöar och vattendrag i framtiden överhuvudtaget. Den effekt som kommer att bli synbar är endast den naturliga återhämtningen, därmed kommer andelen försurade sjöar att utgöras av 16 % år 50.

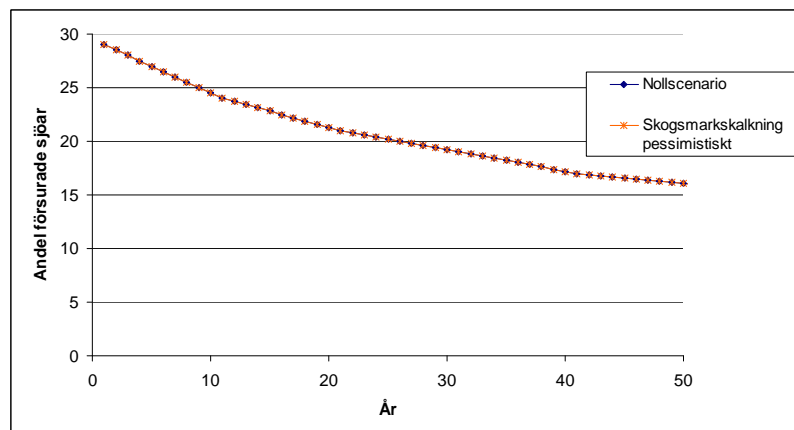


Fig. 4.4. Försumningsutvecklingen för skogsmarkskalkning – pessimistiskt scenario, inkl. referensalternativet. År 0 motsvaras av år 2005.

#### 4.5 Ytvattenkalkning - konstant nivå

Ytvattenkalkning kan i detta sammanhang betraktas som ett alternativ till skogsmarkskalkning. Idag är ytvattenkalkningen den vanligaste kalkningsmetoden men för att upprätthålla den positiva effekten krävs det att kalkningen sker kontinuer-

ligt. För jämförbarhet med nollscenariot har vi antagit att målet för oorganiskt aluminium uppnås även i kalkningsscenarierna, vilket innebär att fisk och andra aluminiumkänsliga organismer antas kunna återetablera i de vatten där åtgärden beräknas ge effekt.

Enligt sjöinventeringen 2005 var andelen försurade sjöar i sydvästra Sverige 29,3 %. Andelen okalkade försurade sjöar var 16 % vid år 0. Därefter antas återhämtningen följa den naturliga återhämtningen likt referensalternativet och kalkningarna fortsätter på samma nivå som idag. Efter år 40 kommer andelen försurade sjöar därmed att understiga 5 % för att år 50 utgöra 3 %.

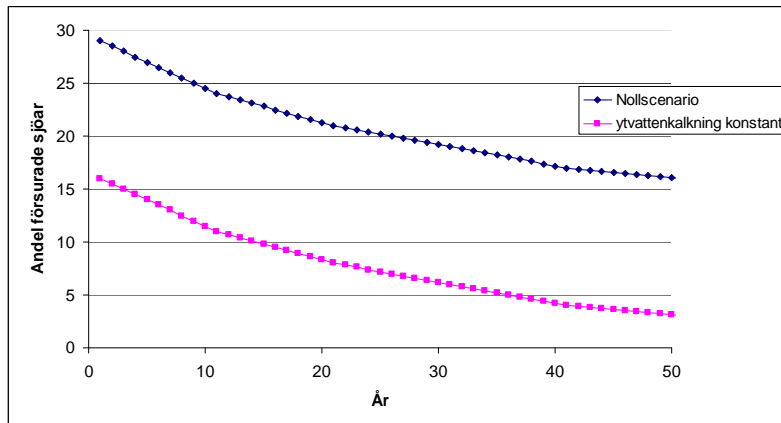


Fig. 4.5. Försurningsutvecklingen för scenario ytvattenkalkning – konstant nivå, inkl. referensalternativet. År 0 motsvaras av år 2005.

#### 4.6 Ytvattenkalkning - avtagande omfattning

Den naturliga återhämtningen från försurning medför framtida vattenkemiska förbättringar som kan minska behovet av ytvattenkalkning. Om man minskar ytvattenkalkningen i takt med den naturliga återhämtningen kommer andelen försurade sjöar att ligga på en konstant nivå under hela tidshorisonten (16 %). I detta scenario antas att ytvattenkalkningen trappas ned i takt med den naturliga återhämtningen under hela 50-års perioden. För jämförbarhet med nollscenariot har vi antagit att målet för oorganiskt aluminium uppnås även i kalkningsscenarierna, vilket innebär att fisk och andra aluminiumkänsliga organismer antas kunna återetablera i de vatten där åtgärden beräknas ge effekt.

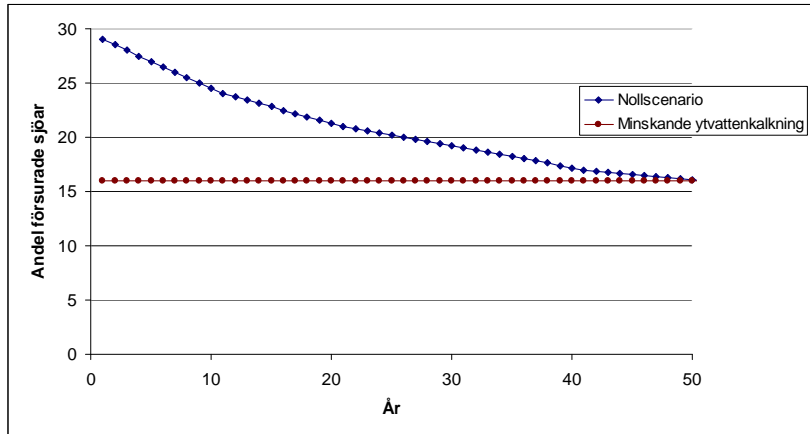


Fig. 4.6. Försurningsutvecklingen för scenario ytvattenkalkning – avtagande omfattning, inkl. referensalternativet. År 0 motsvaras av år 2005.

## 5 Resultat

I denna studie är kostnaderna mätta som ett nuvärde, där kostnader jämförs med de värden som uppstår över tiden (år 0-50). Analysen beaktar olika kalkningsmetoder vid olika räntesatser och tidshorisonter, 30 år och 50 år. Skogsmarkskalkning avser endast markspridning med terränggående fordon. Skogsstyrelsen avser dock att använda helikopterspridning på en betydande del av arealen om det beslutas om storskalig skogsmarkskalkning. Skogsmarkskalkning med helikopter är mycket kostsamt jämfört med markspridning (tabell 3.8) och man kan snabbt urskönja att ett renodlat helikopterspridnings alternativ inte blir samhällsekonomiskt lönsamt utifrån de scenarier som definierats - detta då de värden som uppkommer vid skogsmarkskalkning med helikopter kommer aldrig att överstiga kostnaderna. I avsnittet ”*känslighetsanalys*” har vi dock räknat på ett handlingalternativ där skogsmarkskalkning kombineras med helikoptermarkskalkning. Beroende på topografi och skogsbeståndens täthet har Skogsstyrelsen uppskattat att ca. 40 % kan komma att utgöras av markspridning samt 60 % av helikopterspridning (Anderson, 2007).

Ett antal utgångspunkter och förutsättningar har legat till grund när handlingalternativen tagit fram:

- Angivna givor per hektar utgår från Skogsstyrelsens rekommendationer
- Kostnadsdata utgörs av genomsnittliga kostnader för respektive metod, relevanta för sydvästra Sverige
- Hänsyn tas till scenariernas specifika förutsättningar

Analysen är real i den meningen att den bortser från inflation och förutsätter att alla kostnader i kronor per hektar är oförändrade över tiden. De räntesatser som använts är 3,5 % för perioden 0-30 år samt 3 % för perioden 31-50 år, se vidare stycke 3.3.5.

B/C-kvoten innebär att diskonterade värden (nyttor) divideras med diskonterade kostnader. En åtgärd anses vara samhällsekonomisk lönsam om B/C kvoten är större än eller lika med 1,0. Att inkludera alla effekter i kvoten är inte möjligt i denna studie. Följande kostnader och värden är inkluderade: kostnader för spridning av kalk samt planering/uppföljning samt nyttorna utgörs av betalningsvilja för att skydda ekosystem samt rekreativsvärdet av fiske.

Samtliga scenarier som den samhällsekonomiska analysen baseras på utgår från den naturliga återhämtningen, vilken definieras av de modeller som officiellt används för att klassificera försurning, dvs. ett vatten bedöms som försurad om pH-värdet är mer än 0,4 enheter lägre än vad det skulle vara i ett naturligt tillstånd (Naturvårdsverket, 2007). De biologiska effekterna av en sådan pH-förändring blir mycket olika beroende av var på pH-skalan det naturliga tillståndet var. Om pH-värdet var omkring 6 medförde sannolikt försurningen en påtaglig förändring av vattnets biologi och flera fiskarter och andra organismer kan ha påverkats mycket negativt. Om det naturliga pH-värdet istället legat runt 5 (ett naturligt surt vatten) och vattnet försurats har biologin givetvis också påverkats, men det är stor

sannolikhet att t.ex. fisk saknades redan i det ursprungliga tillståndet. En återställning till den naturliga pH-nivån medför därför ingen förbättring av fiskstatusen.

En annan aspekt med koppling till fisk är att sportfiske och kommersiellt fiske normalt bedrivs i större vatten och sällan i små gölar och bäckar. Många av de vatten som bedöms som försurade är dock mycket små, 50 % av de försurade sjöarna är mindre än 8 ha, och det är ytterst osannolikt att det stora flertalet av dessa har något kommersiellt värde för fisket. Undantag kan vara potentialen som ”put and take” vatten, vilka vanligtvis inte erhåller statliga bidrag för ytvattenkalkning eftersom dessa medel ska användas för att återställa den biologiska mångfalden.

Ett annat argument som lyfts fram av t.ex. Skogsstyrelsen är att om inte de små vattnen åtgärdas så fördröjs återhämtningen i större vattensystem. Detta är riktigt, men med de scenarier vi konstruerat tas ingen hänsyn till storleken på varje försurat objekt. Om skogsmarkskalkningen under ett år antas återskapa vattenkvaliteten för 5 000 ha sjöarea kan det vara 100 sjöar om 50 ha lika väl som 1 000 sjöar om 5 ha. Både kostnads- och nyttovärdena är följaktligen storleksneutrala på objektsnivå.

Dessa kvalitativa skillnader i försurningseffekt och attraktionskraft kopplat till fisk och fiske har det inte varit möjligt att ta hänsyn till inom ramen för den samhällsekonomiska analysen. Vi har därför valt att övervärdera nyttan av kalkningsåtgärderna genom att anta att varje försurat vatten som återställs också har ett rekreativvärde. I realiteten kommer många återskapade försurade objekt endast att ha ett värde kopplat till ekosystemvärdet. Å andra sidan kan det finnas ett fåtal objekt med mycket höga rekreativvärden tack vare t.ex. förekomst av lax, men av samhällsekonomiskt obetydligt värde på grund av den begränsade arealen.

## **5.1 Ingen kalknings- eller vitaliseringsåtgärd - nollscenario**

Om ingen kalkningsåtgärd genomförs kommer det endast ske en naturlig återhämtning av de försurade sjöarna. Detta scenario ses som ett referensscenario. I detta scenario kommer det inte att finnas några direkta kostnader i form av kalkning. Värden i denna samhällsekonomiska konsekvensanalys uppstår endast vid kalkningsåtgärd, detta betyder följaktligen att i nollscenariot kommer det ej att uppstå några värden.

## **5.2 Skogsmarkskalkning**

Idag saknas det exakt kunskap om vilka miljövärden som uppnås med skogsmarkskalkning, vilket innebär att beräkning av värden och kostnader försvåras. Med hjälp av olika scenarier kan man dock beräkna effekterna av hur olika antaganden påverkar utfallet. Man bör ha i åtanke att vid en renodlad skogsmarkskalkning tar det längre tid innan kalkningen ger resultat och man måste därmed under en viss tid tillåta ett sämre biologiskt tillstånd i vattendragen samt att det ej uppstår några ekosystemvärden samt rekreativvärden mellan år 0-15. Efter år 15 tar kalkeffekten vid, varvid samhällsekonomiska värden kommer att skapas.

### 5.2.1 Skogsmarkskalkning - *optimistiskt scenario*

I detta scenario antas skogsmarkskalkning ha en sådan positiv effekt att år 35 uppgår andelen försurade sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige till noll procent. Kostnaderna kommer dock att överskrida värdena och det ger sammantaget, under hela tidshorizonten, en B/C-kvot som ej överstiger 1,0, se tabell 5.1. Detta innebär att skogsmarkskalkning är samhällsekonomiskt olönsam under den valda tidsperioden.

**Tabell 5.1. Sammanställning över kostnader och värden samt B/C-kvot som uppkommer under tidshorizonten 30 respektive 50 år, skogsmarkskalkning – optimistiskt scenario.**

Summa nukostnad år 0-30	561 651 545 kr
Summa nuvärden år 0-30	100 921 150 kr
<b>B/C- kvot 30 år</b>	<b>0,18</b>
Summa nukostnad år 0-50	561 651 545 kr
Summa nuvärden år 0-50	334 774 364 kr
<b>B/C- kvot 50 år</b>	<b>0,60</b>

### 5.2.2 Skogsmarkskalkning - *mellanscenario*

I detta scenario kommer B/C-kvoten minska ytterligare. Detta betyder att även detta alternativ kommer att vara samhällsekonomiskt olönsam. Kostnaderna kommer avsevärt att överstiga värdena. Sammanställning över kostnader och värden ses i tabellen nedan.

**Tabell 5.2. Sammanställning över kostnader och värden samt B/C-kvot som uppkommer under tidshorizonten 30 respektive 50 år, skogsmarkskalkning - mellanscenario.**

Summa nukostnad år 0-30	561 651 545 kr
Summa nuvärden år 0-30	5 109 072 kr
<b>B/C- kvot 30 år</b>	<b>0,01</b>
Summa nukostnad år 0-50	561 651 545 kr
Summa nuvärden år 0-50	36 055 020 kr
<b>B/C- kvot 50 år</b>	<b>0,06</b>

### 5.2.3 Skogsmarkskalkning - *pessimistiskt scenario*

Utgångspunkten för detta scenario är att skogsmarkskalkningen inte kommer att ge några framtida effekter på andelen försurade sjöar och vattendrag i sydvästra Sverige. Endast en naturlig återhämtning kommer att ske under tidshorizonten 0-50 år. I detta scenario kommer det inte falla ut några värden under hela tidshorizonten. Detta betyder att B/C-kvoten kommer att bli noll, dvs. det föreligger ingen samhällsekonomisk lönsamhet i skogsmarkskalkning utifrån scenario 3. Nedan ses en sammanställning över kostnader och värden.



**Tabell 5.3. Sammanställning över kostnader och värden samt B/C-kvot som uppkommer under tidshorisonten 30 respektive 50 år, skogsmarkskalkning – pessimistiskt scenario.**

Summa nukostnad år 0-30	561 651 545 kr
Summa nuvärden år 0-30	0 kr
<b>B/C- kvot 30 år</b>	<b>0,00</b>
Summa nukostnad år 0-50	561 651 545 kr
Summa nuvärden år 0-50	0 kr
<b>B/C- kvot 50 år</b>	<b>0,00</b>

### 5.3 Ytvattenkalkning

Ytvattenkalkning genomförs i stort sett varje år, varav 10,5 % av sjöarna kalkas med glesare intervall i västra Götaland och 7,7 % i Halland. Dessa kalkas i stort sett uteslutande vartannat år (Nilsson, 2007). I denna konsekvensanalys har vi genomgående utfört beräkningar som baserar sig på kalkning varje år under hela tidshorisonten. Då procentandelarna ovan endast kommer att utgöra en marginell andel av den totala arealen har vi valt att bortse från kalkning med glesare intervall.

#### 5.3.1 Ytvattenkalkning - *konstant nivå*

Utgångspunkten för detta scenario är att man *endast* kalkar arealen *försurade* ytvatten, dvs. de 30 % av objekten som är försurade. B/C- kvoten kommer i genomsnitt att vara 1,63 för hela tidshorisonten, se tabellen nedan.

**Tabell 5.4. Sammanställning över kostnader och värden samt B/C-kvot som uppkommer under tidshorisonten 30 respektive 50 år, ytvattenkalkning – konstant nivå.**

Summa nukostnad år 0-30	356 207 642 kr
Summa nuvärden år 0-30	579 183 374 kr
<b>B/C- kvot 30 år</b>	<b>1,63</b>
Summa nukostnad år 0-50	468 795 642 kr
Summa nuvärden år 0-50	762 249 534 kr
<b>B/C- kvot 50 år</b>	<b>1,63</b>

Den höga B/C kvoten utgår därmed från en effektiv kalkning där endast försurade sjöar kalkas. Idag kalkas dock väldigt många sjöar som faktiskt inte är försurade. Wilander & Fölster (2007) har skattat andelen kalkade sjöar som är försurade till ca. 30 % i sydvästra Sverige. Om man fortsätter att kalka med dagens metodik då det endast delvis är behovet som styr kommer kostnaden kraftigt överskattas vid kalkning av sjöar som är försurade - inklusive de sjöar där det faktiskt ej föreligger något kalkningsbehov. Kostnaden multipliceras därmed med 3,3 för att få fram kostnaden för de sjöar där kalkningen faktiskt har effekt – i enlighet med antagandet om att endast 30 % av objekten är försurade. Med denna typ av ytvattenkalkning kommer B/C-kvoten i genomsnitt att vara 0,50 för hela tidshorisonten, se tabell 5.5.

**Tabell 5.5. Sammanställning över kostnader och värden samt B/C-kvot som uppkommer under tidshorizonten 30 respektive 50 år, vid ytvattenkalkning av försurade sjöar (30 %) samt sjöar som ej är försurade.**

Summa nukostnad år 0-30	1 175 485 218 kr
Summa nuvärden år 0-30	579 184 374 kr
<b>B/C- kvot 30 år</b>	<b>0,49</b>
Summa nukostnad år 0-50	1 547 025 612 kr
Summa nuvärden år 0-50	762 249 534 kr
<b>B/C- kvot 50 år</b>	<b>0,49</b>

Slutsatsen är följaktligen att om man bara kalkar försurade ytvatten är det samhällsekonomiskt lönsamt, men om ytvattenkalkningen dessutom sker som idag i sjöar som ej är försurade så är det inte lönsamt ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Samhällsekonomiskt gäller detta även rent definitionsmässigt - för att ekonomisk effektivitet skall gälla måste kostnaden, givet en viss miljöeffekt, minimeras.

### 5.3.2 Ytvattenkalkning - *avtagande omfattning*

I detta scenario antas det att den naturliga återhämtningen ger sådana vattenkemiska förbättringar att man politiskt beslutar att det råder ett minskande behov av ytvattenkalkning. Resultatet visar att en avtagande ytvattenkalkning ger en B/C-kvot högre än 1,0, dvs. åtgärden är samhällsekonomiskt lönsam.

En minskande ytvattenkalkning ger den lägsta kostnaden bland ytvattenkalkningsalternativen, se tabell 5.6.

**Tabell 5.6. Sammanställning över kostnader och värden samt B/C-kvot som uppkommer under tidshorizonten 30 respektive 50 år, ytvattenkalkning – avtagande omfattning.**

Summa nukostnad år 0-30	217 457 355 kr
Summa nuvärden år 0-30	353 580 010 kr
<b>B/C- kvot 30 år</b>	<b>1,63</b>
Summa nukostnad år 0-50	228 886 675 kr
Summa nuvärden år 0-50	372 163 785 kr
<b>B/C- kvot 50 år</b>	<b>1,63</b>

## 5.4 Våtmarkskalkning

Våtmarkskalkning och kalkning av utströmningsområden utgör sedan decennier en integrerad del av programmet för ytvattenkalkning. Andelen våtmarkskalkning kommer troligen att öka i sydvästra Sverige då sjökalkning minskar i volym snabbare än annan kalkning (Nilsson, 2007).

Våtmarkskalkning är en kontroversiell åtgärd eftersom den skadar och tar död på en del av vegetationen, särskilt vitmossorna. Denna biologiska skada skulle kunna betraktas som en samhällelig kostnad, men eftersom metoden är accepterad av politikerna och baserad på statliga bidrag är det enligt vår mening inte lämpligt att ta upp det som en kostnad i den samhällsekonomiska analysen. Samhället värderar

uppenbarligen ytvattens ekosystemvärden betydligt högre än våtmarkernas och är berett att avstå från de kalkade våtmarkernas ekosystemvärden så länge det inte drabbar skyddsvärda våtmarker som ska undantas från våtmarkskalkning.

Ett alternativt angreppssätt skulle kunna vara att i den samhällsekonomiska analysen ansätta olika ekosystemvärden för olika ekosystem där återställda ytvatten uppenbarligen värderas högre än okalkade våtmarker. Tyvärr har vi inte funnit några sådana metoder i litteraturen utan vi har i denna rapport baserat skattningarna på politikernas totala betalningsvilja för att motverka försurning.

Om man utför våtmarkskalkning i kombination med skogsmarkskalkning med syftet att återskapa ytvatten från försurning ser vi ingen anledning till att man ska betrakta åtgärdens ekosystemvärde på annat sätt än det som gäller för dagens program för ytvattenkalkning. Våtmarkernas ekosystemvärden bedöms lägre än ytvattens.

Avslutningsvis kan man konstatera att kombinationen våtmarkskalkning och skogsmarkskalkning kommer att vara en samhällsekonomiskt kostnadsineffektiv metod eftersom mer eller mindre årlig helikopterspridningen av kalk på våtmarker blir betydligt dyrare än markspridningen av kalk i skogen vid ett tillfälle. B/C-kvoterna blir därför ännu lägre än för de tidigare redovisade alternativen för skogsmarkskalkning (se kapitel 5.2).

## 5.5 Kombination av skogsmarks- och ytvattenkalkning

Då de värden som uppstår vid skogsmarkskalkning har en helt annan tidsdynamik än ytvattenkalkning kan det vara intressant att analysera de ekonomiska konsekvenserna vid en kombination av skogsmarkskalkning och ytvattenkalkning. Vid en renodlad skogsmarkskalkning tar det som synes längre tid innan kalkningen ger nyttoeffekter och man måste därmed under en tid tillåta att inga värden faller ut. Om skogsmarkskalkning, baserad på det optimistiska scenariot (se 5.2.1), kombineras med (konstant) ytvattenkalkning kan värden falla ut under hela tidsperioden dvs. man ytvattenkalkar fram till att effekten av skogsmarkskalkning är större än vid ytvattenkalkningen. Vid ytvattenkalkning faller samhällsekonomiska värden ut omgående då kalkeffekten tar vid direkt och fram till år 30 är ytvattenkalkningen mer effektiv än skogsmarkskalkningen. År 31 ger dock skogsmarkskalkningen en större effekt i det optimistiska scenariot, dvs. fler sjöar återställs per år än vid en renodlad ytvattenkalkning. Vid denna brytpunkt antas ytvattenkalkningen upphöra, se figur 5.1.

Om skogsmarkskalkning, baserad på det optimistiska scenariot, kombineras med (konstant) ytvattenkalkning (år 0-30) skulle värden falla ut under hela tidshorisonten. En kombinationsåtgärd med de båda kalkningsmetoderna är dock mycket kostsam och B/C-kvoten kommer aldrig över värdet 1,0, se tabell 5.7. B/C-kvoten kommer under år 0-50 att vara strax under värdet 1,0. Kombinationen konstant ytvatten- och skogsmarkskalkning baserad på det mest optimistiska scenariot är därmed samhällsekonomiskt olönsam vid de räntesatser som tillämpats.

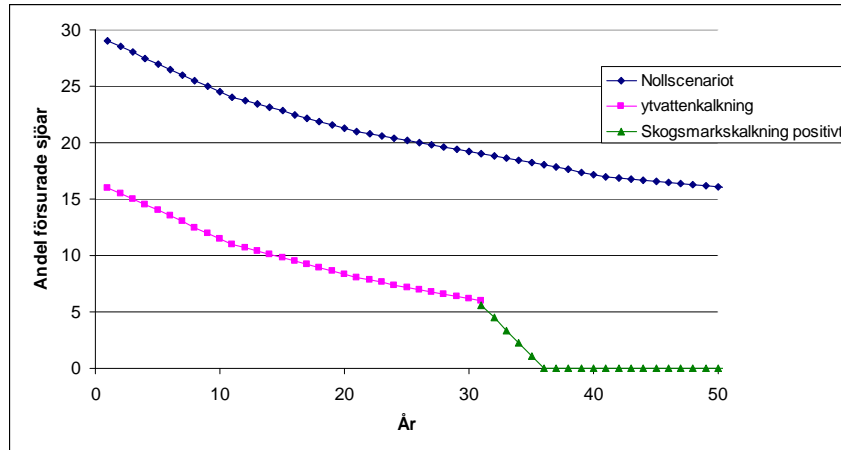


Fig. 5.1. Försurningsutvecklingen vid en kombination av konstant ytvattenkalkning och skogsmarkskalkning (optimistiskt scenario), inkl. referensalternativet. År 0 motsvaras av 2005. År 31 antas skogsmarkskalkningen (optimistiskt scenario) ha större effekt än ytvattenkalkningen (konstant), varvid ytvattenkalkningen avbryts.

Då skogsmarkskalkning baserad på mellanscenariot inte har en större effekt på andelen försurade sjöar än den konstanta ytvattenkalkningen är det inte aktuellt med ett sådant kombinationsalternativ.

Om skogsmarkskalkning, baserad på det optimistiska scenariot, kombineras med ytvattenkalkning (avtagande) kan värden falla ut under hela tidsperioden dvs. man ytvattenkalkar fram till att effekten av skogsmarkskalkningen är större ytvattenkalkningen. Vid en avtagande ytvattenkalkning faller samhällsekonomiska värden ut omgående då kalkeffekten tar vid direkt och fram till år 21 är ytvattenkalkningen mer effektiv än skogsmarkskalkningen. År 22 ger dock skogsmarkskalkningen utifrån det optimistiska scenariot en större effekt, dvs. fler sjöar återställs per år än vid en renodlad avtagande ytvattenkalkning. Vid denna brytpunkt antas ytvattenkalkningen upphöra, se figur 5.2.

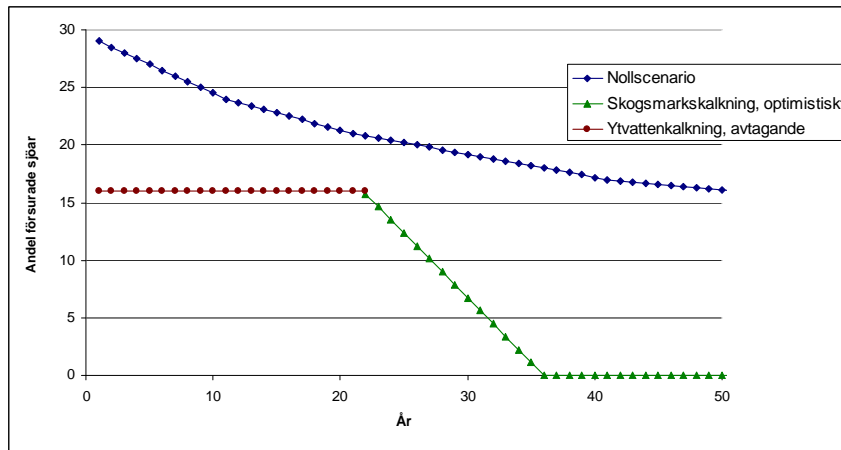
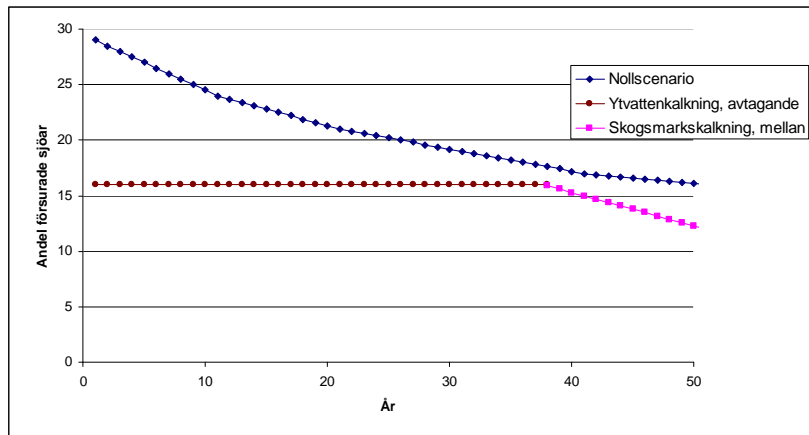


Fig. 5.2. Försurningsutvecklingen vid en kombination av avtagande ytvattenkalkning och skogsmarkskalkning (optimistiskt scenario), inkl. referensalternativet. År 0 motsvaras av 2005. År 22 antas skogsmarkskalkningen (optimistiskt scenario) ha större effekt än ytvattenkalkningen (avtagande), varvid ytvattenkalkningen avbryts.

Kombinationen avtagande ytvatten- och skogsmarkskalkning (baserad på det optimistiska scenariot) ger en B/C-kvot på 0,84 för hela tidshorizonten, dvs. kombinationsalternativet är inte samhällsekonomiskt lönsamt.

Vid en kombination mellan skogsmarkskalkning, baserad på mellanscenariot, (se 5.2.2) och avtagande ytvattenkalkning kan värden falla ut under hela tidsperioden dvs. man ytvattenkalkar fram till att effekten av mellanscenariot är större än vid en avtagande ytvattenkalkning. Då samhällsekonomiska värden kan falla ut omgående- då kalkeffekten tar vid direkt kommer en avtagande ytvattenkalkning vara mer effektiv fram till år 37. År 38 ger dock skogsmarkskalkningen utifrån en större effekt i mellanscenariot, dvs. fler sjöar återställs per år än vid en renodlad avtagande ytvattenkalkning. Vid denna brytpunkt antas ytvattenkalkningen upphöra, se figur 5.3.



5.3. Försurningsutvecklingen vid en kombination av avtagande ytvattenkalkning och skogsmarkskalkning (mellanscenario), inkl. referensalternativet. År 0 motsvaras av 2005. År 38 antas skogsmarkskalkningen (mellanscenario) ha större effekt än ytvattenkalkningen (avtagande), varvid ytvattenkalkningen avbryts.

Även detta kombinationsalternativ är samhällsekonomiskt olönsamt då B/C-kvoten endast når upp till 0,49. Andelen försurade sjöar kommer att uppgå till 12 % vid slutet av tidshorizonten.

Tabell 5.7. Sammanställning över kostnader och värden samt B/C-kvot som uppkommer under tidshorizonten 30 respektive 50 år vid kombination av konstant ytvattenkalkning och skogsmarkskalkning baserad på det mest optimistiska scenariot. Då övriga kombinationsalternativ ger avsevärt lägre B/C-kvoter redovisas de ej.

Summa nukostnad år 0-30	917 859 187 kr
Summa nuvärden år 0-30	579 184 374 kr
<b>B/C- kvot 30 år</b>	<b>0,63</b>
Summa nukostnad år 0-50	917 859 187 kr
Summa nuvärden år 0-50	813 037 588 kr
<b>B/C- kvot 50 år</b>	<b>0,89</b>

## 5.6 Askåterföring samt inblandning av mesa

Sedan 1998 har Skogsstyrelsen rekommenderat återföring av aska vid uttag av biobränsle (Skogsstyrelsen 2001 och Emilsson, 2006). Idag återförs skogsbränsleaska endast till en begränsad del av den areal varifrån skogsbränsle har hämtats. Främst rör det sig om en testverksamhet, men lokalt kan aktiviteten vara hög. Totalt sett har askåterföringen som syraneutraliserande åtgärd varit mycket begränsad. De senaste beräkningarna för Sverige visar att GROT tas ut på ca. 30 000 ha, medan aska endast återförs till ca. 5 000 ha/år (Naturvårdsverket, 2007).

Askans syraneutraliserande förmåga ligger i genomsnitt på ca. 50 % av kalkens effekt (von Arnold, 2007). Detta försämrar den samhällsekonomiska kalkylen för askåterföring vid en jämförelse med kalk. I realitet innebär det att kostnaderna ska multipliceras med två. Dessutom varierar askans ekonomiska värde påtagligt beroende på dess sammansättning. Kostnaden för att sprida aska varierar beroende på var man sprider den, samt de olika företagens/organisationernas förutsättningar för askhantering. I tabell 5.10 har vi utgått från 100 % biobränsleaska och använt data från Skogsvårdsstyrelsen i Växjö (Segerud, 2004). Om dessa kostnader jämförs med motsvarande kostnader för markspredning av kalk (tabell 3.8) framgår att askåterföring är ett tämligen kostsamt alternativ.

**Tabell 5.10. Sammanställning av kostnader vid askåterföring, (3 ton aska per ha)**

Kostnader, askåterföring	
Kostnader	Kr/ha.
Övriga kostnader per ha.*	1110
Transportkostnad, 80 kr/ton	240
<b>Summa Kostnader**</b>	<b>1350</b>

\*Inkluderar kostnad vid värmeverk 60 kr/ton, sållning 100 kr/ton, lagerkostnad och administration 50 kr/ton samt spridning 160 kr/ton. \*\*Summa kostnad är angiven exklusive planerings- och uppföljningskostnad 160 kr/ha.

Utöver askans syraneutraliserande egenskaper innehåller den även näringsämnen. Kväve saknas dock och man kan inte förvänta någon positiv effekt av askan på skogsproduktionen. Undantag utgörs av skogsmarker som definieras som torvmarker med ett organiskt markskikt som är 30 cm eller mäktigare (Statens energimyndighet, 2006). Mervärdet av askans näringsinnehåll är därmed låg eller obefintlig på de fastmarker som kan komma i fråga för skogsmarkskalkning och med tidsperspektivet 50 år.

Idag finns ett flertal alternativa avsättningsmöjligheter för aska. Ett sådant alternativ är att sprida aska tillsammans med slam efter skörd av bl.a. energiskog. Gödselvärdet för en blandning av aska och slam uppgår till ca. 350 kr/ton TS (Segerud, 2004). Vidare kan aska användas som vägmateriäl. Askan blandas med 30 % grus och total kostnad för blandningen är 50 kr/ton, fritt utkört till väg (Segerud, 2004). Användare av detta materiäl är främst vägföreningar men intresset för användning av aska som vägmateriäl har ökat. Materialet har många positiva egenskaper, bl.a. minskar askan tjällossningsskador (Segerud, 2004). Dessa alternativa användningsområden innebär att det totala marknadsvärdet för aska kan bli betydligt högre i framtiden, vilket innebär att priset på aska i relation till kalk stiger.

Mesakalk är en restprodukt från sulfatmassaindustrins kemikalieåtervinning och det finns försök där man blandar in 10-20 % mesa eller annan restkalk i askan för att öka CaO-halten och påverka härdningsegenskaperna. Idag bedömer man att en inblandning av mesa i askan inte påverkar givan, 3 ton/ha. Produkten lämpar sig främst för utströmningsområden eller organogena jordar. Spridningskostnaden för en sådan sammansatt produkt blir densamma som vid spridning av enbart kalk eller enbart aska. Däremot tillkommer inblandnings- och transportkostnad för mesan till platsen för askinblandning (Fransman, 2007).

Skogsstyrelsen har nyligen bestämt att som framtida strategi skall man bara sprida kalk mot luftföroreningsförsurningen. Detta dels för att inte få någon sammanblandning av åtgärderna mot luftföroreningsförsurning (kalk) och skogsbrukets försurning (aska) samt för att inte störa den fungerande marknadsstyrda askanvändningen genom subventioner med statliga bidrag (Anderson, 2007).

Mot bakgrund av ovanstående faktorer har vi i de samhällsekonomiska kalkylerna valt att bortse från möjligheterna till askåterföring och inblandning av mesakalk främst på grund av deras begränsade potential som alternativ till kalkning mot markförsurning.

## 5.7 Känslighetsanalys

Givet de tidshorisonter, räntesatser och andra förutsättningar som använts i de scenarier som presenterats är storskalig skogsmarkskalkning i sydvästra Sverige inte samhällsekonomiskt lönsam. Om diskonteringsräntan sänks till 0 %, dvs. en rak summering av kostnader och värden, får framtida konsekvenser samma värde som om de uppstod idag. I tabellen nedan (tabell 5.11) ses en sammanställning över de olika scenarierna då diskonteringsräntan sätts lika med noll. Det kan konstateras att skogsmarkskalkningens B/C-kvot utifrån det mest optimistiska scenariot kommer att överstiga värdet 1,0 då diskonteringsräntan sänks till noll. Detta betyder att skogsmarkskalkningen är samhällsekonomiskt lönsam - detta gäller dock inte de övriga två skogsmarkskalkningsscenarierna.

**Tabell 5.11. B/C-kvot vid diskonteringsränta 0 %.**

Diskonteringsränta 0 %	B/C-kvot 30 år	B/C-kvot 50 år
Skogsmarkskalkning - optimistiskt scenario	0,37	1,54
Skogsmarkskalkning - mellanscenario	0,02	0,19
Skogsmarkskalkning - pessimistiskt scenario	0,00	0,00
Ytvattenkalkning - konstant nivå	1,63	1,63
Ytvattenkalkning - avtagande omfattning	1,63	1,63
Kombination av skogsmarks (optimistiskt scenario)- och konstant ytvattenkalkning	0,76	1,38
Kombination av skogsmarks (optimistiskt scenario)- och avtagande ytvattenkalkning	0,68	1,52
Kombination av skogsmarks (mellanscenario)- och avtagande ytvattenkalkning	0,52	0,63

Ytvattenkalkning (konstant eller avtagande) är samhällsekonomiskt lönsam under hela tidshorizonten vid diskonteringsränta 0 %. Om skogsmarkskalkning baserad

på det mest optimistiska scenariot kombineras med konstant- eller avtagande ytvattenkalkning kommer åtgärden också bli samhällsekonomiskt lönsam. Detta betyder att skogsmarkskalkning baserad på det optimistiska scenariot är samhällsekonomiskt lönsamt i kombinationen med ytvattenkalkning vid kalkylperioder på 50 år, men endast om skogsmarkskalkningen får maximalt positiv effekt samt om diskonteringsräntan är 0 %.

För att ta reda på vid vilken ränta som kombinationer av ytvatten- och skogsmarkskalkning blir samhällsekonomiskt mer lönsamma än en renodlad skogsmarkskalkning har figuren nedan sammanställts. I figuren ses att vid ränt 0,8 % finns brytpunkten mellan konstant ytvattenkalkning och skogsmarkskalkning utifrån det optimistiska scenariot. Kombinationen konstant ytvatten fram till år 30 och skogsmarkskalkning (optimistiskt scenario) kommer därmed att vara samhällsekonomiskt mer lönsam än en renodlad skogsmarkskalkning vid kalkylräntor som överstiger 0,8 %. Kombinationen skogsmarkskalkning (optimistiskt scenario) och avtagande ytvattenkalkning är samhällsekonomiskt mer lönsam än renodlad skogsmarkskalkning (optimistiska scenariot) vid kalkylräntor som överstiger 0,3 %.

Renodlad skogsmarkskalkning (optimistiskt scenario) är samhällsekonomiskt lönsam vid diskonteringsräntor på 1,3 % eller lägre. Kombinationer av skogsmarks (optimistiskt scenario)- och ytvattenkalkning (konstant eller avtagande) är samhällsekonomiskt lönsamma upp till diskonteringsränta 2,0 %. Enligt figuren kommer dock renodlad ytvattenkalkning (konstant- och avtagande ytvattenkalkning) alltid vara samhällsekonomiskt mer lönsam än de övriga alternativen. Skogsmarkskalkning baserad på mellanscenariot kommer dock aldrig bli samhällsekonomiskt lönsamt, se figuren nedan. Detta antagande gäller även då skogsmarkskalkning, baserad på mellanscenariot, kombineras med en avtagande ytvattenkalkning. Då skogsmarkskalkning baserad på mellanscenariot inte har en större effekt på andelen försurade sjöar än den konstanta ytvattenkalkningen är det inte aktuellt med ett sådant kombinationsalternativ.

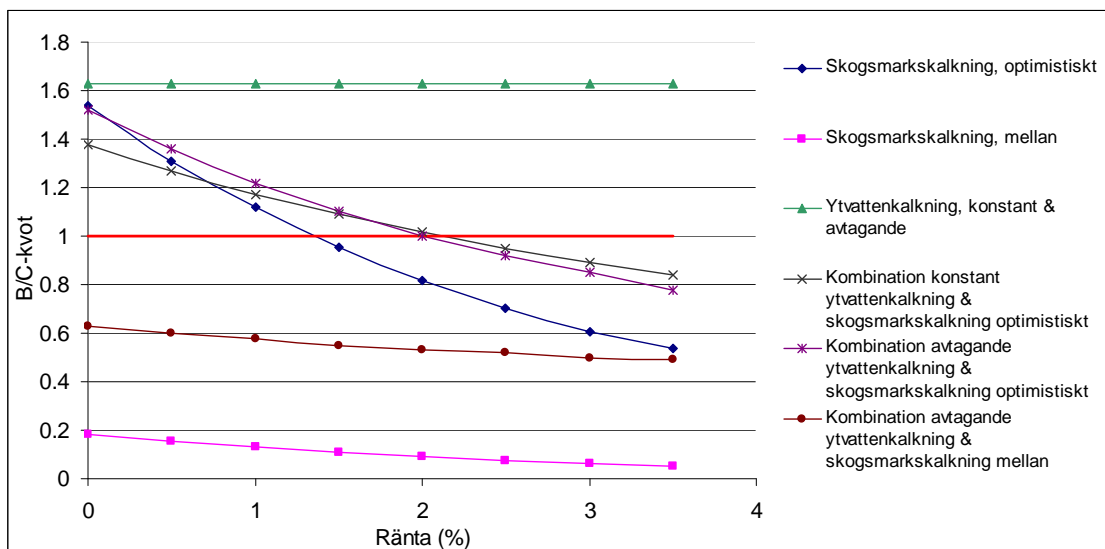


Fig. 5.3. B/C-kvot vid olika räntesatser vid olika scenarier och kombinationer. (Egen bearbetning).



En sammanställning av kostnader och värden vid diskonteringsränta noll ses i figurerna 5.4 – 5.6. Figurerna visar tydligt att valet av diskonteringsränta få stor betydelse för skogsmarks- och kombinationsalternativen eftersom kostnaderna kommer i ett tidigt skede medan värdena uppkommer först längre fram i tiden. För ytvattenkalkningsalternativet är däremot valet av diskonteringsränta i princip betydelselös för B/C-kvoten eftersom relationen mellan värden och kostnader är densamma för varje år under kalkylperioden.

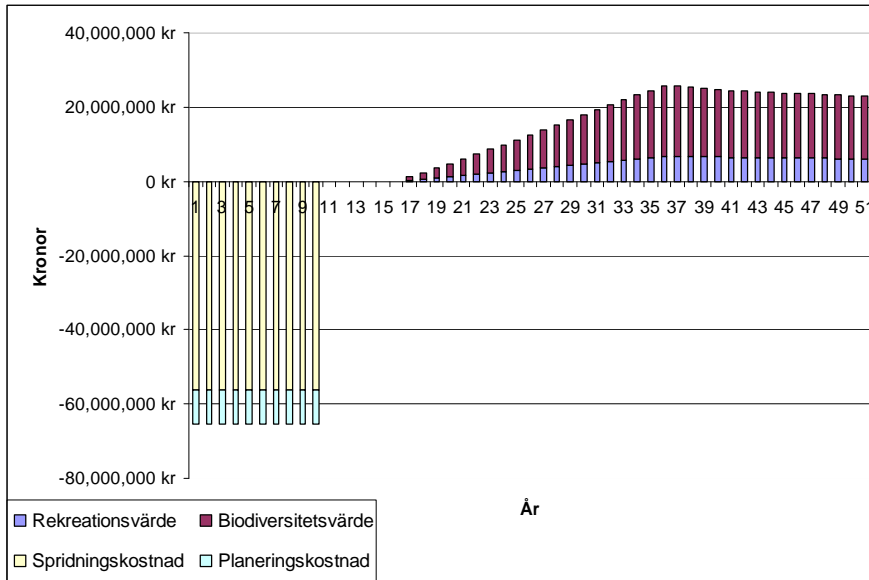


Fig. 5.4 A. Sammanställning av kostnader och värden vid skogsmarkskalkning utifrån det optimistiska scenariot vid diskonteringsränta 0 %. B/C-kvot 0,96 år 0-50.

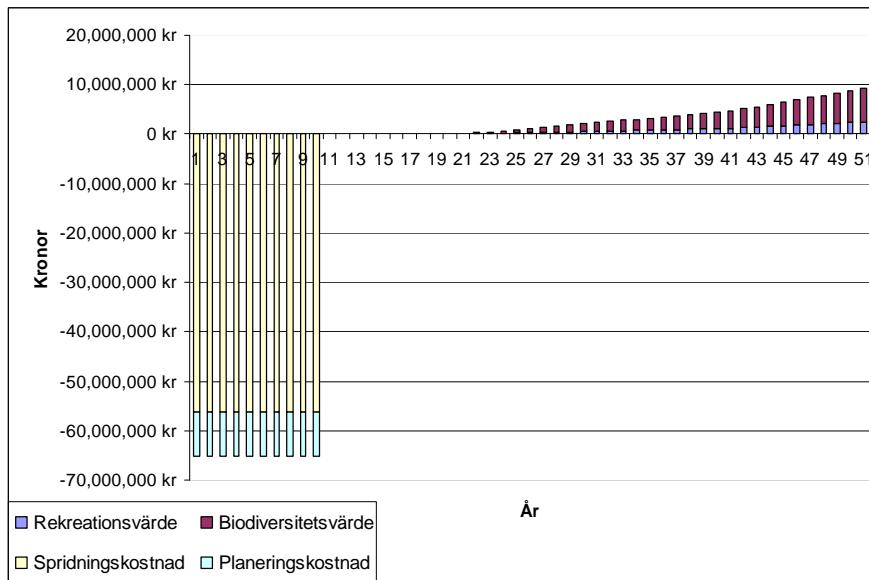


Fig. 5.4 B. Sammanställning av kostnader och värden vid skogsmarkskalkning utifrån mellan-scenariot vid diskonteringsränta 0 %. B/C-kvot 0,19 år 0-50.

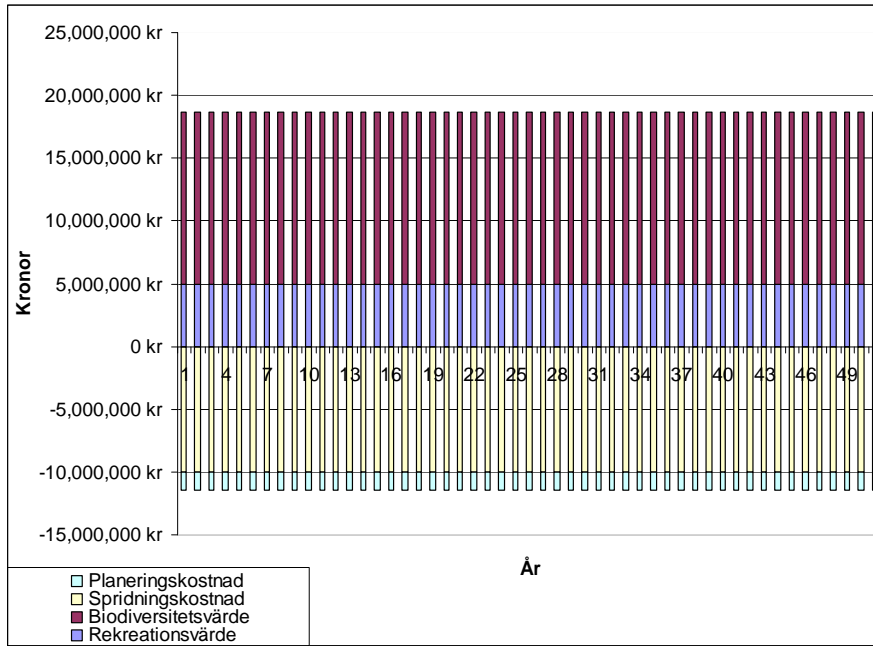


Fig. 5.5. Sammanställning av kostnader och värden vid konstant ytvattenkalkning vid diskonteringsränta 0 %. B/C-kvot 1,63 år 0-50.

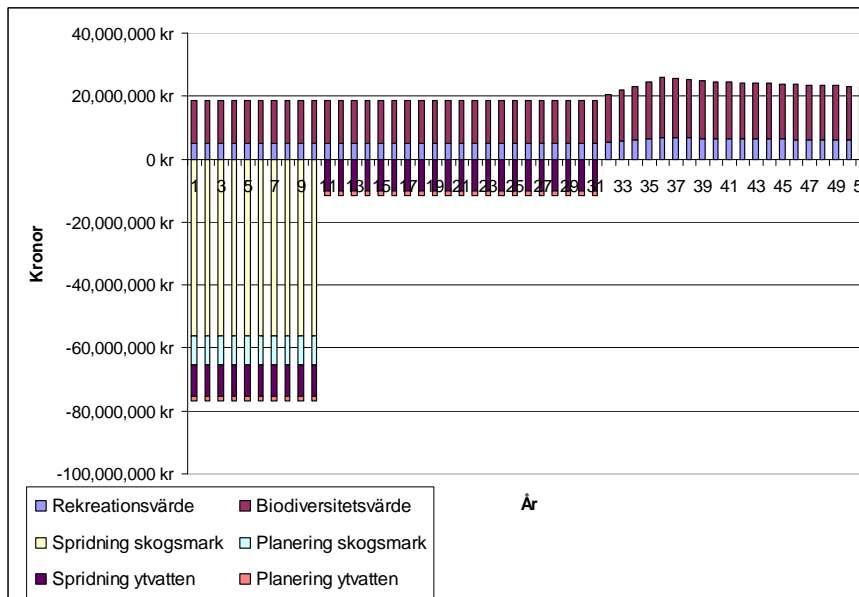


Fig. 5.6. Sammanställning av kostnader och värden vid kombination av ytvatten- och skogsmarkskalkning (här ses det positiva scenariot) vid diskonteringsränta 0 %. B/C-kvot 1,05 år 0-50.

I denna samhällsekonomiska konsekvensanalys utgår vi från att det finns ett tydligt samband mellan sjöstorlek och försurningspåverkan. Mindre sjöar är i genomsnitt mer försurade än större sjöar. Utgående från de sjöarealer som ingick i RI05 har vi försökt skatta den försurade sjöaren inom ramen för detta projekt. Då materialt dominerar av små försurade sjöar (median 8 ha) kommer sjöarealen att underskattas. För att få ett rimligt mått på arealen för försurade sjöar har vi valt att anta det dubbla medianvärdet, dvs. 16 ha. Vid skattning av rekreativsvärdet för fiske har vi antagit att all den vattenareal som återställs vid kalkningsåtgärd kommer hypotetiskt åter bära fisk och att fisken har ett monetärt fångstvärde.

Detta torde vara en betydande överskattning eftersom det sannolikt är mycket få småsjöar som har ett reellt rekreativsvärde för fiske.

Man kan å andra sidan argumentera att de små vattnen utgör rekryteringsbas för t.ex. lax och öring i större nedströms liggande vatten utanför det försurade området, vilket skulle leda till en potentiell underskattning av rekreativsvärdet för fiske. Vi bedömer dock detta som mindre troligt eftersom fiskeproduktionen bara delvis styrs av rekryteringen och i hög grad påverkas av andra faktorer såsom vattnets näringsstatus, konkurrens, predation, fisketryck, möjlighet till invandring från angränsande vatten etc. Vi har därför räknat på några scenarier där vi antar att endast 25 %, 50 % och 75 % av sjöarean uppstår ett monetärt rekreativsvärde för fiske. Nedan ses en sammanställning av resultatet, tabell 5.12. Endast kombinationsalternativet skogsmarkskalkning, utifrån det optimistiska scenariot, och konstant ytvattenkalkning är redovisad i tabellen då övriga kombinationsalternativ ger ytterligare lägre B/C-kvoter. Om man antar att endast en viss andel av sjöarean uppstår ett monetärt rekreativsvärde är det endast ytvattenkalkningsscenarioet (avtagande och konstant) som blir samhällsekonomiskt lönsamt.

**Tabell 5.12. B/C-kvoter vid antagande om att endast 25 %, 50 % och 75 % av sjöarean uppstår ett monetärt rekreativsvärde.**

Scenario, skogsmarkskalkning, optimistiskt scenario	B/C-kvot 30 år	B/C-kvot 50 år
25 % av sjöaren har ett rekreativsvärde	0,14	0,48
50 % av sjöaren har ett rekreativsvärde	0,16	0,52
75 % av sjöaren har ett rekreativsvärde	0,17	0,56
Scenario, skogsmarkskalkning, mellansscenario		
25 % av sjöaren har ett rekreativsvärde	0,01	0,05
50 % av sjöaren har ett rekreativsvärde	0,01	0,06
75 % av sjöaren har ett rekreativsvärde	0,01	0,06
Scenario, ytvattenkalkning avtagande samt konstant		
25 % av sjöarean har ett rekreativsvärde	1,30	1,30
50 % av sjöarean har ett rekreativsvärde	1,41	1,41
75 % av sjöarean har ett rekreativsvärde	1,52	1,52
Scenario, kombination skogsmark (positivt) och konstant ytvattenkalkning		
25 % av sjöarean har ett rekreativsvärde	0,51	0,71
50 % av sjöarean har ett rekreativsvärde	0,55	0,77
75 % av sjöarean har ett rekreativsvärde	0,59	0,83

En given förutsättning för att storskalig skogsmarkskalkning skall bli samhällsekonomiskt lönsamt är att ekosystems- och rekreativsvärdena överstiger kostnaderna. En känslighetsanalys med avseende på ekosystems- och rekreativsvärdena baserad på skogsmarkskalkning (optimistiskt scenario och mellansscenario), och vid de ursprungliga räntesatserna ger slutsatsen att rekreativsvärdet skulle behöva höjas upp till fyra gånger (optimistiskt scenario) respektive femtiosex gånger (mellansscenario), alternativt att betalningsviljan för att skydda ekosystem skulle behöva fördubblas (optimistiskt scenario) respektive multipliceras med tjugo (mellansscenario) för att storskalig skogsmarkskalkning skall bli samhällsekonomiskt lönsamt.

Om man antar att rekreativsvärdet är noll, dvs. man antar att de försurade vattnen är så små att de inte betingar något fiskevärde kommer B/C- kvoten, baserad på renodlad skogsmarkskalkning (optimistiskt scenario) och vid de ursprungliga räntesatser, att bli 0,44. Det betyder att B/C-kvoten kommer att minska ytterligare för skogsmarkskalkningsscenarioet och det föreligger ingen samhällsekonomisk lönsamhet. För att alternativet skall bli samhällsekonomiskt lönsamt behöver ekosystemvärdet höjas till 2 100 kr/ha. Vid samma utgångspunkt för alternativet skogsmarkskalkning, utifrån mellanscenariot, blir B/C-kvoten 0,05. För att B/C-kvoten skall nå 1,0 behöver ekosystemvärdet höjas till ca. 19 500 kr/ha. För scenariot med konstant ytvattenkalkning är B/C-kvoten vid motsvarande förändring 1,19, vilket innebär att alternativet är samhällsekonomiskt lönsamt.

Om man på motsvarande sätt antar att ekosystemvärdet är noll, dvs. det föreligger ingen betalningsvilja för att skydda ekosystemen och den biologiska mångfalden mot försurning kommer B/C-kvoten baserad på skogsmarkskalkning, optimistiskt scenario respektive mellanscenariot, och vid de ursprungliga räntesatser, att bli 0,16 respektive 0,05, vilket innebär att handlingsalternativen är samhällsekonomiskt olönsamma. För att alternativen skall bli samhällsekonomiskt lönsamt behöver rekreativsvärdet höjas till 2 100 kr per hektar respektive ca. 19 500 kr per hektar. För alternativet konstant ytvattenkalkning blir B/C-kvoten 0,43, dvs. även detta handlingsalternativ är vid motsvarande antagande samhällsekonomiskt olönsamt. Man behöver i detta fall höja rekreativsvärdet av fiske till 770 kr för att alternativet skall bli samhällsekonomiskt lönsamt.

I studien av Vermoote & De Nocker (2003) skattades den maximala ”politiska” betalningsviljan för att skydda ekosystem till 350 €/ha och år. Denna betalningsvilja motsvarar dock ett framtida handlingsalternativ (utsläppsminskningsscenario) som beslutsfattarna ännu inte enats om. För att omvandla 350 € till svenska kronor har en kurs på 9,20 använts, vilket skulle ge en betalningsvilja på 3 220 kr/ha. Om denna maximala betalningsvilja används i kalkylen för skogsmarkskalkning utifrån det optimistiska scenariot och vid ursprungliga räntesatser kommer B/C-kvoten att bli 1,69, dvs. kalkningsåtgärden kommer att bli samhällsekonomiskt lönsam. Motsvarande för konstant ytvattenkalkning medför att B/C-kvoten ökar från 1,63 till 4,61. Dock kommer skogsmarkskalkning utifrån mellanscenariot att förbli samhällsekonomiskt olönsamt, B/C-kvoten höjs endast obetydligt (B/C-kvot 0,18).

I denna studie har vi fokuserat på markspredning från terränggående fordon eftersom det är den billigaste skogsmarkskalkningsmetoden. Skogsstyrelsen planerar dock att använda helikopterspredning på en betydande andel av arealen vid en eventuell storskalig skogsmarkskalkning. Beroende på topografi och skogsbeståndens täthet har Skogsstyrelsen uppskattat man kan komma att använda sig av markspredning på ca. 40 % av arealen medan hela 60 % kan komma att utgöras av helikopterspredning (Anderson, 2007). Helikopterspredning är dock ett kostsamt alternativ. Skogsstyrelsen anger en kostnad på 1 333 kr/ton (4 000 kr/ha) som dock är baserad på en mindre volym helikopterspredning. Vid en storskalig spridning skulle kostnaden uppgå till 1 200 kr/ton, dvs. 3 600 kr/ha (Hallin, 2007). Planering och uppföljningskostnaden för helikopterspredning är ca. 200 kr/ha (Anderson, 2007). Om man vid en storskalig skogsmarkskalkning sprider 40 % av arealen med terränggående fordon och 60 % från helikopter, utifrån det mest optimistiska skogsmarkskalkningsscenarioet och ursprungliga räntesatser, kommer

B/C- kvoten minska ytterligare. Åren 0-30 ger en B/C-kvot på 0,12 samt åren 0-50 ger en B/C-kvot på 0,41. Vid en storskalig skogsmarkskalkning baserad på mellanscenariot och vid ursprungliga räntesatser kommer B/C-kvoten att bli 0,01 (år 0-30) respektive 0,04 (år 0-50). Detta betyder att en så pass stor användning av helikopterspridning kommer att försämra en redan olönsam skogsmarkskalkning.

För att kombinationen mark- och helikopterspridning skall bli lönsam måste värdesidan (ekosystemvärdet och rekreativvärdet) tillsammans överstiga 3 000 kr/ha om man utgår från det mest optimistiska skogsmarkskalkningsscenariot och ursprungliga räntesatser. För att kombinationen skall bli lönsam utifrån mellanscenariot, och vid de ursprungliga räntesatserna, måste värdesidan överstiga 28 000 kr/ha.

Resultaten från nyligen utförda utvärderingar av mark-, grundvatten- och ytvattentekemi i Skogsstyrelsens SKOKAL-områden 16 år efter kalkning visar (Löfgren, Zetterberg, Larsson, och Lång. opubl.) att en dos med 3 ton kalk/ha är otillräcklig för att uppnå Skogsstyrelsens delmål att skogsmarkens läckage av aluminium och vätejoner till yt- och grundvatten skall långsiktigt minska till nivåer som inte ger upphov till skador på den biologiska mångfalden i vattnekosystemet (Skogsstyrelsen, 2001). Resultaten visar också att den naturliga återhämtningen är snabbare än effekten av skogsmarkskalkningen (Löfgren et al. op.cit.). Ovanstående underlag fanns inte framme vid den vetenskapliga workshopen i juni 2007 eller då ett manus till denna rapport redovisades för Skogsstyrelsen den sista oktober 2007. Resultaten från studierna av Löfgren et al. har följaktligen inte kunnat beaktas vid utformningen av scenarierna eller vid utformningen av den preliminära rapporten.

Deras resultat visar dock att det mest optimistiska scenariot för skogsmarkskalkning är orealistiskt och att den framtida effekten av skogsmarkskalkning sannolikt kommer att ligga någonstans mellan nollscenariot och mellanscenariot. I den preliminära rapporten fokuserade vi på markspridning från terränggående fordon eftersom det är det billigaste alternativet. Skogsstyrelsen har därefter meddelat att man har för avsikt att använda helikopterspridning på en betydande del av arealen om det beslutas om storskalig skogsmarkskalkning. Beroende på topografi och skogsbeståndens täthet har Skogsstyrelsen uppskattat att ca. 40 % kan komma att utgöras av markspridning samt 60 % av helikopterspridning (Anderson, 2007). Även fördelningen 30 % respektive 70 % har nämnts.

Vi har därför i möjligaste mån, och under beaktande av den knappa tid som stått till vårt förfogande, arbetat med den preliminära rapporten i enlighet med dessa insikter. Vi har koncentrerat oss på att uppdatera sammanfattningen, men även utfört ändringar på andra ställen i dokumentet då det inte krävt allt för stora arbetsinsatser.

## 6 Diskussion

Att jämföra skogsmarkskalkning med ytvattenkalkning är ett intressant samhälls-ekonomiskt problem. Problemen med de olika metodernas tidsprofiler ger svårigheter med att jämföra de olika alternativen med avseende på miljöeffekten. Vi har med olika scenarier försökt att belysa hur stora osäkerheterna är i skattningarna, hur olika antaganden påverkar utfallet samt betydelsen av i vilken mån man accepterar ett sämre biologiskt tillstånd under decennier.

Resultaten visar att vid räntesatser som följer den brittiska regeringens rekommendationer, dvs. 3,5 % under år 1-30 samt 3 % år 31-75, är en storskalig skogsmarkskalkning i sydvästra Sverige inte samhälls-ekonomiskt lönsam. Ytvattenkalkning är dock samhälls-ekonomiskt lönsam om kalkningen sker maximalt effektivt, dvs. om endast de sjöar där det faktiskt föreligger ett kalkningsbehov kalkas. Idag förekommer en omfattande överkalkning. Det finns därmed stora möjligheter till effektivisering av ytvattenkalkningen genom noggrannare kontroll av kalkningsbehovet. Resultatet visar även att minskande ytvattenkalkning i takt med den naturliga återhämtningen är samhälls-ekonomiskt lönsamt. I det senare fallet accepterar man dock att 16 % av sjöarna är försurade om 50 år.

Skogsstyrelsen uppskattar att vid en storskalig skogsmarkskalkning kan andelen markspridning uppgå till 40 % och helikopterspridning till 60 % – beroende på topografi och skogsbeståndens täthet. Om man vid en storskalig skogsmarkskalkning sprider kalk utifrån Skogsstyrelsens fördelning av markspridning med terränggående fordon och helikopter, utifrån det mest optimistiska skogsmarkskalkningsscenarioet och ursprungliga räntesatser, kommer B/C-kvoten att minska ytterligare. Åren 0-30 ger en B/C-kvot på 0,12 samt åren 31-50 ger en B/C-kvot på 0,41. Vid en storskalig skogsmarkskalkning baserad på mellanscenariot och vid ursprungliga räntesatser kommer B/C-kvoten att bli 0,01 (år 0-30) respektive 0,04 (år 0-50). Detta betyder att en så pass stor användning av helikopterspridning kommer att fördyra en redan olönsam skogsmarkskalkning.

För att skogsmarkskalkning ska vara samhälls-ekonomiskt lönsamt måste de värden som åtgärden ger upphov till överstiga 2 100 kronor per hektar (baserat på det optimistiska scenariot) respektive 19 500 kronor per hektar (baserat på mellanscenariot). Detta gäller under förutsättning att kalken sprids från marken, att utfallet av åtgärden är optimalt och att framtida nyttor diskonteras i enlighet med rekommendationer från den brittiska regeringen. Utifrån antagandet om att 40 % kan komma att utgöras av markspridning samt 60 % av helikopterspridning måste värdena som åtgärden ger upphov till överstiga 3 000 kronor per hektar (optimistiska scenariot) respektive 28 000 kronor per hektar (mellanscenariot).

Utgående från de scenarier vi arbetat med måste man anta mycket långa tidsperspektiv (längre än 100 år) för att storskalig skogsmarkskalkning ska kunna vara samhälls-ekonomiskt lönsam. I ett naturvetenskapligt perspektiv är sådana tidshorisonter orealistiska med tanke på de mark- och vattenkemiska resultat som SKOKAL-ytorna uppvisat efter ca. 15 år (Löfgren, SLU, Zetterberg, IVL och Larsson, SLU in prep.).

I grundberäkningarna utgör redan beslutade utsläppsminskningar (Göteborgsprotokollet 1999 och EU: direktiv 2001/81/EC) mått på ekosystemvärden, se avsnitt 3.4.2. Känslighetsanalysen visar att om framtida, inom EU föreslagna, men ej beslutade utsläppsminskningar används som mått på ekosystemvärden blir även skogsmarkskalkning lönsamt baserat på det orealistiska, optimistiska scenariot. Skogsmarkskalkning utifrån mellanscenariot kommer dock att förbli samhälls-ekonomiskt olönsamt. Ytvattenkalkning kommer oförändrat vara mest lönsamt. Slutsatsen är dock kontroversiell eftersom de ekosystemvärden vi räknar med är den ”politiska” betalningsviljan, dvs. icke beslutade åtgärder betyder en framtida kostnad för samhället om EU:s förslag accepteras. Redan beslutade och åtgärdade utsläppsminskningar är däremot redan finansierade.

Det råder en osäkerhet rörande den totala arealen försurad sjöyta i sydvästra Sverige. Detta påverkar emellertid på intet sätt den samhälls-ekonomiska relationen mellan värden och kostnader, eftersom båda dessa värden (täljare och nämnare i B/C-kvoten) är baserade på samma areal försurade sjöar och förändringar i denna areal är enbart beroende på kalkningsmetod och scenario.

Det faktum att storskalig skogsmarkskalkning inte är samhälls-ekonomiskt lönsam hindrar inte att denna metod kan vara lönsam för enskilda objekt. Nedan presenteras några studier från Norden som avser kalkning av enskilda vattensystem. Dessa indikerar att kalkning av vissa enskilda sjöar och vattendrag kan vara lönsamt ur ett samhälls-ekonomiskt perspektiv (Navrud 1993a, c och Iivonen *et al.*, 1995).

I studien ”*Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke mindre fiskevann*” (Navrud, 1993a) beräknades den samhälls-ekonomiska lönsamheten av kalkning samt utsättning av fisk i försurade öringvatten. Kalkningen bestod av en kombination av ytvattenkalkning med båt samt kalkning på is. De ingående sjöarna hade en areal på 20 ha respektive 66,8 ha. De värden som beaktades var ökat rekreativsvärde av fritidsfiske vid kalkning samt lokalbefolkningens betalningsvilja för att få tillbaka vitala fiskebestånd. Dessa värden togs fram med hjälp av resekostnadsmetoden samt med CV-metoden. Resultatet visade att för varje krona som användes till kalkning gav 1,19–1,69 NOK i ökad samhälls-ekonomisk miljönytta – vilket är jämförbart med resultatet för handlingsalternativen effektiv ytvattenkalkning (B/C-kvot 1,6) och minskande ytvattenkalkning (B/C-kvot 1,6).

I studien ”*Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke Vegår*” (Navrud, 1993c) indikerade resultaten att det är samhälls-ekonomiskt lönsamt både att ytvattenkalka insjön Vegår samt kalkning med doserare i vattendraget Storelva. Dessa utgör tillsammans 1 880 ha. Resultatet visade att för varje krona som användes till kalkning gav 12-18 NOK i ökad samhälls-ekonomisk miljönytta. De värden som beaktades var ökat rekreativsvärde av fritidsfiske i Vegår samt Storelva. Utifrån tidigare genomförda CV-undersökningar i Norge kunde även det s.k. icke-brukarvärdet skattas. Icke-brukarvärdet består av betalningsviljan för att bevara fiskebestånden även om folk ej ämnar att nyttja fiskebeståndet genom exempelvis fiske. Det skall betonas att samtliga sjöar som studerats i Navrud (1993a och c) är viktiga sportfiskevatten, vilket bidrar till att förklara den höga kvoten mellan värden och kostnader.

I den finska CVM-studien (Iivonen *et al.*, 1995) konstateras det att bosatta runt sjön Alinenjärvi i södra Finland kunde tänka sig ge ekonomiskt bidrag för att

täcka kalkningskostnaden. Summan redovisades dock inte. Fritidsaktiviteterna runt sjön bestod till största delen av rekreation där endast 2 % av befolkningen fiskade aktivt i sjön. Det fanns följaktligen incitament för de boende att skydda sjön mot försurningen, även om de personligen inte skulle dra nytta av kalkningsåtgärden.

En äldre svensk studie av ytvatten kalkning är Bengtsson & Bogelius (1995). Uppsatsen, som är ett kapitel i en bok, är fokuserad på ytvattenkalkningens effekter på sportfiske och författarna bortser helt från värdet av att bevara ekosystem. De studerar 9 enskilda sjöar, sjöområden eller vattendrag, från Fulufjällets sjöar i norr till Mörrumsån i söder, och använder benefit transfer från Navrud's resekostnadsstudier (se ovan) för att mäta värdet av effekten av kalkning på sportfiske. Resultatet var att ytvattenkalkning var lönsamt i 5 av de 9 fallen - trots att de bortsåg från ekosystemvärden.

Idag finns det tyvärr endast ett fåtal artiklar och vetenskapliga rapporter som behandlar ämnet skogsmarkskalkning från ett samhällsekonomiskt perspektiv. En generell tendens är att rapporterna belyser endast en eller ett fåtal faktorer i taget. I denna konsekvensanalys har målsättningen varit att ta fram en mer komplett modell, där de direkta och indirekta ekonomiska och miljömässiga aspekterna redovisas i form av samhällsekonomiska kostnader och värden.

IVL (Svenska miljöinstitutet) har gjort en kostnads-nyttoanalys över luftföroreningarnas samhällsekonomiska effekter i Sverige vid genomförande av EU:s CAFE program Climate Protocol Current Legislation Baseline scenario (CP\_CLE\_Aug04(Nov04)), samt för ett program inom ASTA (International and National Abatement Strategy for Transboundary Air Pollution) (Belhaj, 2005). Man påpekar i rapporten att de åtgärder mot försurning som CAFE programmet innebär inte alltid är de mest kostnadseffektiva. Icke desto mindre visar man att det samhällsekonomiska nettot av att genomföra CAFE programmet är positivt (B/C- kvot 1,7). De värden som beaktades var framförallt värdet av ökade fiskstammar vid minskad försurning, hälsorisker genom minskad exponering för partiklar samt minskande rostskador. I IVL:s studie har hälsoeffekterna värderats högre (nästan fördubblats) än exempelvis värdet av biodiversitet, det bör dock påpekas att ytvatten- eller skogsmarkskalkning motverkar inte försurningsskador som försämrar människors hälsa.

Bostedt, Löfgren & Bishop (2007) har i en kostnadseffektivitetsanalys jämfört den samhällsekonomiska kostnaden av ytvattenkalkning med olika intensitet över tiden kontra fastmarkskalkning i Sverige. Studien fokuserar bland annat på svårigheten med att jämföra olika kalkningsmetoder med olikheter i tidsprofiler på varaktighet och miljöeffekt samt osäkerheten i behovet av fortsatt kalkning efter de första 30 åren. Kalkylen i denna studie har fungerat som en utgångspunkt för beräkningarna i föreliggande arbete.

Att använda sig av benefits transfer, eller värde transfereringar, för att erhålla ett monetärt mått på miljövärden av kalkning är en något otillfredsställande metod (se ovan). Något annat alternativ har emellertid inte stått till förfogande, främst på grund av tidsbegränsningen för denna studie. Ett viktigt framtida forskningsområde är riktade svenska värderingsstudier för att med större precision skatta miljö-



värdet av olika ekosystemtjänster och därtill kopplade åtgärder t.ex. kalkning för att motverka negativ mänsklig påverkan.

Som resultaten visar finns stora osäkerheter vad gäller skogsmarkskalkningens effekter på surhetstillståndet i ytvatten, värderingen av icke-marknadsprissatta effekter samt val av diskonteringsränta. Oberoende av denna osäkerhet och endast med mycket optimistiska antaganden för skogsmarkskalkningens positiva effekter kan åtgärden vara samhällsekonomiskt lönsam, men denna lönsamhet övertrumpas genomgående av lönsamheten i ytvattenkalkning förutsatt att åtgärderna utförs i försurade vatten. Dock visar nya resultat från nyligen utförda utvärderingar av mark-, grundvatten- och ytvattenkemi i Skogsstyrelsens SKOKAL-områden 16 år efter kalkning (Löfgren, Zetterberg, Larsson och Lång. opubl.) att en dos med 3 ton kalk/ha är otillräcklig för att uppnå Skogsstyrelsens delmål att skogsmarkens läckage av oorganiskt aluminium och vätejoner till yt- och grundvatten skall långsiktigt minska till nivåer som inte ger upphov till skador på den biologiska mångfalden i vattenekosystemet (Skogsstyrelsen, 2001). Resultaten visar också att den naturliga återhämtningen är snabbare än effekten av skogsmarkskalkningen (Löfgren et al. op.cit.). Ovanstående underlag fanns dock inte tillgängliga vid den vetenskapliga workshopen i juni 2007 eller då ett manus till denna rapport redovisades för Skogsstyrelsen den sista oktober 2007.

Resultatet i Löfgren et.al. (opubl.) visar att det mest optimistiska scenariot är orealistiskt och att den framtida effekten sannolikt kommer att ligga någonstans mellan nollscenariot och mellanscenariot. Utifrån resultatet i denna samhällsekonomiska konsekvensanalys kommer dock mellanscenariot och nollscenariot aldrig bli samhällsekonomiskt lönsamma - utgående från ursprungliga räntesatser och det underlag som fanns till förfogande vid den vetenskapliga workshopen i juni 2007.

## 7 Litteratur/källförteckning

- Akselsson, C., Westling, O., Larsson, P.E., Petersson, P. (2000). *Markvatten, barrkemi och trädttillväxt efter behandling med olika doser och sorter av kalk. Årsrapport 1999. Effekttuppföljning av Skogsstyrelsens program för kalkning och vitaliseringsgödsling av skogsmark*. Rapport B 1386, IVL, Aneboda.
- Anderson, S., Hildingsson, A. (2004). *Effekttuppföljning skogsmarkskalkning tillväxt och trädvitalitet, 1990-2002*. Rapport 1:2004. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Belhaj, M., Åström S., Sternhufvud, C. (2005). *A Swedish CBA on Acidification Abatement- The CAFE Baseline Scenario*. IVL Swedish Environmental Research Institute, Sweden.
- Bengtsson, B., Bogelius, A. (1995). Socio-economic consequences of aquatic liming. I: Henrikson, L., Brodin, Y.W. (Red.) *Liming of Acidified Surface Waters: A Swedish Synthesis*. Springer, Berlin.
- Bostedt, G., Bishop, K., Löfgren, S. (2007). *Ytvattenkalkning kontra fastmarkskalkning- en kostnadseffektivitetsanalys*. Arbetsrapport 362, Inst. för skogsökonomi, SLU, Umeå.
- Bostedt, G., Håkansson, C. & Kriström, B. (2006). *Miljövärdering och ekonomiska modeller för hållbar utveckling*. Rapport, Naturvårdsverket, Stockholm, under utgivning.
- Brookshire, D.S., Neil, H.R. (1992). *Benefit transfer: Conceptual and empirical issues*. Water Resources Research 28(3): 651–655.
- Brouwer, R. (2000). *Environmental value transfer: State of the art and future prospects*. Ecological Economics 32: 137-152.
- Brännlund, R., Kriström, B. (1998). *Miljöekonomi*. Studentlitteratur, Lund.
- Cairns, J. (2006). *Developments in discounting: with special reference to future health events*. Resource & Energy Economics 28: 282-297.
- Dasgupta, P. (2001). *Human Wellbeing and the Natural Environment*. Oxford University Press, Oxford.
- Emilsson, S. (2006). *Handbok: Från skogsbränsleuttag till askåterföring. Producerad av: RecAsh- ett demonstrationsprojekt inom Life- Miljö*. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Fölster, J., Wilander, A. (2006). *Skillnad i surhet och försurning mellan sjöar 1-4 ha och sjöar 4-10 ha*. Rapport 2006:24, Inst. för miljöanalys, SLU, Uppsala.
- Hanley, N., Spash, C.L. (1993). *Cost-benefit analysis and the environment*. Edward Elgar Publishing Company, Vermont, USA.
- Iivonen, P., Järvenpää, T., Lappalainen, A., Mannio, J., Rasl. M. (1995). *Chemical, biological and socio-economic approaches to the liming of lake Alinenjärvi in southern Finland*. Water, Air & Soil Pollution, 85: 937-942.

- Johansson, P-O. (1989). *Att värdera miljövaror*. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för skogsekonomi, Arbetsrapport 91, Umeå.
- Laibson, G. och Cropper, M. (1999). *The implications of hyperbolic discounting for project evaluation*. I Weyant, J. och Portney, P.R. (Red.) *Discounting and Intergenerational Equity*. Resources For the Future, Washington, D.C.
- McConnell, K.E. (1992). *Model building and judgment: Implication for benefit transfer with travel cost models*, Water Resources Research 28(3): 695–700.
- Naturvårdsverket. (2000). *Metod för samhällsekonomisk analys av miljöåtgärder*. Rapport 2000:7, Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2003). *Bara naturlig försurning- underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbeten*. Rapport 5317. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2003). *Handbok för konsekvensanalys och kostnadseffektivitetsanalys av åtgärdsprogram för vatten*. Slututkast, 30 juni. 2006, Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2007). *Bara naturlig försurning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Navrud, S. (1988). *Verdsetting av kollektive goder som påvirkes av sur nederbør i de nordiske land*. Miljø-rapport 1988:4. Nordisk Ministerråd, København.
- Navrud, S. (1993a). *Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke mindre fiskevann*. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning. Nr. 1993-3, Trondheim.
- Navrud, S. (1993c). *Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke Vegår..* Utredning for Direktoratet for naturforvaltning. Nr. 1993-5, Trondheim.
- Nerhagen, L., Forsberg, B., Johansson, C., Lövenheim, B. (2005). *Luftföroreningarnas externa kostnader. Förslag på beräkningsmetod för trafiken utifrån granskning av ExternE-beräkningar för Stockholm och Sverige*. VTI rapport 517, Stockholm.
- Paulrud, A. (2000). *Ekonomisk analys av sportfiskarnas val av fiskeplats- en pilotstudie gällande öring- och harrfiske i rinnande vatten*. Arbetsrapport 290, Inst. för skogsekonomi, SLU, Umeå.
- Paulrud, A. (2001). *Sportfiske i Bohuslän- samhällsekonomiska aspekter*. Arbetsrapport 300, Inst. för skogsekonomi, SLU, Umeå.
- Phillips, T.P., Forster, B.A. (1987). *Economic Impacts of Acid Rain on Forest, Aquatic, and Agricultural Ecosystems in Canada*. American Journal of Agricultural Economics, 69(5): 963-969.
- Regeringens proposition (Prop. 2000/01:130). *Svenska miljömål- delmål och åtgärdsstrategier*, Stockholm.
- Samakovlis, E. och Vredin Johansson, M. (2005). *Samhällsekonomiskt underlag till miljöpolitiken: brister och förbättringar*. Ekonomisk Debatt 7: 30-39.
- Segerud, K. (2004). *Askans värde i skogen*. Nirak Energikonsult. Rapporten kan hämtas från [www.energiaskor.se](http://www.energiaskor.se).

- Skogsstyrelsen. (1999). *Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering*. Skogsstyrelsens rapport nr. 1/1999. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. (2001). *Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödning*. Skogsstyrelsens meddelande nr. 2/2001. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.
- Smith, V.K. (1992). On separating defensible benefit transfer from “*smoke and mirrors*”. *Water Resources Research* 28(3): 685–694.
- SOU. (1992). *Skogspolitiken inför 2000-talet*, Statens offentliga utredningar 1992:76. Bilaga 2. Allmänna förlaget, Stockholm.
- Statens energimyndighet. (2006). *Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige- en syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004*. Statens energimyndighet, ER2006:44.
- Statistiska centralbyrån, SCB. (2003). *Land- och vattenarealer 1 jan 2000. Kommuner, län och riket*. Sveriges officiella statistik, statistiska meddelanden MI 65 SM 0201, Stockholm.
- Verksförordningen, (1995). *1995:1322 SFS 1995:1322*, Verksförordningen, Stockholm.
- Vermoote, S., De Nocker, L. (2003). *Valuation of environmental impacts of acidification and eutrophication based on the Standard Price Approach*. VITO NV- Integral Environmental Studies, Boeretang 200, B-2400 Mol.
- Weitzman, M. (2001). *Gamma discounting*. *American Economic Review* 91: 260-271.
- Wilander, A., Fölster, J. (2007). *Sjöinventeringen 2005- en synoptisk vattenkemisk undersökning av Sveriges sjöar*. Rapport 2007:16. Inst. för miljöanalys, SLU, Uppsala.

**Elektroniska referenser:**

- [www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu) . Miljömålsportalen, 2007
- [www.ivl.se](http://www.ivl.se). IVL Svenska Miljöinstitutet AB

**E-mail kontakt:**

- Anderson, S. (2007). Skogsstyrelsen.
- Fransman, B. (2007). Askungen Vital AB.
- Hallin, K. (2007). Movab AB, Landskrona.
- Nilsson, F. (2007). Länsstyrelsen Västra Götaland.

**Muntligen:**

- von Arnold, K. (2007). Skogsstyrelsen.

# Appendix I

## **Deltagarlista, vetenskaplig workshop**

Syftet med workshopen var, kopplat till olika kalkningsmetoder och skogsmarkens naturliga återhämtning från försurningen, att diskutera rimliga scenarier med avseende på framtida effekter på floran i våtmark, floran på skogsmark, biodiversiteten i ytvatten generellt och specifikt med avseende på fiskfaunan samt bioackumuleringen av kvicksilver i fisk.

Nedan ses deltagare vid vetenskaplig workshop om skogsmarkskalkningen och dess potentiella effekter i terrestra och akvatiska miljöer vid Sunnersta Herrgård i Uppsala den 7 juni 2007.

### **Experter från myndigheter**

Anderson, Stefan, Skogsstyrelsen  
von Arnold, Karin, Skogsstyrelsen  
Nilsson, Fredrik, Länsstyrelsen Västra Götaland

### **Markvetare**

Nilsson, Ingvar, SLU  
Persson, Tryggve, SLU  
Sikström, Ulf, Skogforsk

### **Hydrobiokemister**

Bishop, Kevin, SLU  
Löfgren, Stefan, SLU  
Meili, Markus, SLU

### **Akvatiska biologer**

Spens, Johan, SLU

### **Ekonomer**

Bostedt, Göran, SLU  
Innala, Sophia, SLU

## Av Skogsstyrelsen publicerade Rapporter:

- 1988:1 Mallar för ståndortsbonitering; Lathund för 18 län i södra Sverige
- 1988:2 Grusanalys i fält
- 1990:1 Teknik vid skogsmarkskalkning
- 1991:1 Tätortsnära skogsbruk
- 1991:2 ÖSI; utvärdering av effekter mm
- 1991:3 Utboträffar; utvärdering
- 1991:4 Skogsskador i Sverige 1990
- 1991:5 Contortarapporten
- 1991:6 Participation in the design of a system to assess Environmental Consideration in forestry a Case study of the GREENERY project
- 1992:1 Allmän Skogs- och Miljöinventering, ÖSI och NISP
- 1992:2 Skogsskador i Sverige 1991
- 1992:3 Aktiva Natur- och Kulturvårdande åtgärder i skogsbruket
- 1992:4 Utvärdering av studiekampanjen Rikare Skog
- 1993:1 Skoglig geologi
- 1993:2 Organisationens Dolda Resurs
- 1993:3 Skogsskador i Sverige 1992
- 1993:5 Nyckelbiotoper i skogarna vid våra sydligaste fjäll
- 1993:6 Skogsmarkskalkning – *Resultat från en fyraårig försöksperiod samt förslag till åtgärdsprogram*
- 1993:7 Betespräglad äldre bondeskog – *från naturvårdssynpunkt*
- 1993:8 Seminarier om Naturhänsyn i gallring i januari 1993
- 1993:9 Förbättrad sysselsättningsstatistik i skogsbruket – *arbetsgruppens slutrapport*
- 1994:1 EG/EU och EES-avtalet ur skoglig synvinkel
- 1994:2 Hur upplever "grönt utbildade kvinnor" sin arbetssituation inom skogsvårdsorganisationen?
- 1994:3 Renewable Forests - Myth or Reality?
- 1994:4 Bjursåsprojektet - *underlag för landskapsekologisk planering i samband med skogsinventering*
- 1994:5 Historiska kartor - *underlag för natur- och kulturmiljövård i skogen*
- 1994:6 Skogsskador i Sverige 1993
- 1994:7 Skogsskador i Sverige – *nuläge och förslag till åtgärder*
- 1994:8 Häckfågelinventering i en åkerholme åren 1989-1993
- 1995:1 Planering av skogsbrukets hänsyn till vatten i ett avrinningsområde i Gävleborg
- 1995:2 SUMPSKOG – ekologi och skötsel
- 1995:3 Skogsbruk vid vatten
- 1995:4 Skogsskador i Sverige 1994
- 1995:5 Långsam alkaliserings av skogsmark
- 1995:6 Vad kan vi lära av KMV-kampanjen?
- 1995:7 GROT-uttaget. Pilotundersökning angående uttaget av trädrester på skogsmark
- 1996:1 Women in Forestry – What is their situation?
- 1996:2 Skogens kvinnor – Hur är läget?
- 1996:3 Landmollusker i jämtländska nyckelbiotoper
- 1996:4 Förslag till metod för bestämning av prestationstal m.m. vid självverksamhet i småskaligt skogsbruk.
- 1997:1 Sjövatten som indikator på markförsurning
- 1997:2 Naturvårdsutbildning (20 poäng) Hur gick det?
- 1997:3 IR-95 – Flygbildsbaserad inventering av skogsskador i sydvästra Sverige 1995
- 1997:5 Miljeu96 Rådgivning. Rapport från utvärdering av miljeurådgivningen
- 1997:6 Effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring – *en litteraturstudie*
- 1997:7 Målgruppsanalys
- 1997:8 Effekter av tungmetallnedfall på skogslevande landsnäckor (*with English Summary: The impact on forest land snails by atmospheric deposition of heavy metals*)
- 1997:9 GIS-metodik för kartläggning av markförsurning – *En pilotstudie i Jönköpings län*
- 1998:1 Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation
- 1998:2 Studier över skogsbruksåtgärdernas inverkan på snäckfaunans diversitet (*with English summary: Studies on the impact by forestry on the mollusc fauna in commercially used forests in Central Sweden*)
- 1998:3 Dalaskog - Pilotprojekt i landskapsanalys
- 1998:4 Användning av satellitdata – *hitta avverkad skog och uppskatta lövrijningsbehov*
- 1998:5 Baskatjoner och aciditet i svensk skogsmark - tillstånd och förändringar
- 1998:6 Övervakning av biologisk mångfald i det brukade skogslandskapet. *With a summary in English: Monitoring of biodiversity in managed forests.*
- 1998:7 Marksvampar i kalkbarrskogar och skogsbeten i Gotländska nyckelbiotoper
- 1998:8 Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar
- 1999:1 Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering
- 1999:2 Internationella konventioner och andra instrument som behandlar internationella skogsfrågor
- 1999:3 Målklassificering i "Gröna skogsbruksplaner" - betydelsen för produktion och ekonomi
- 1999:4 Scenarier och Analyser i SKA 99 - Förutsättningar

- 2000:1 Samordnade åtgärder mot försurning av mark och vatten - Underlagsdokument till Nationell plan för kalkning av sjöar och vattendrag
- 2000:2 Skogliga Konsekvens-Analyser 1999 - Skogens möjligheter på 2000-talet
- 2000:3 Ministerkonferens om skydd av Europas skogar - Resolutioner och deklarationer
- 2000:4 Skogsbruket i den lokala ekonomin
- 2000:5 Aska från biobränsle
- 2000:6 Skogsskadeinventering av bok och ek i Sydsverige 1999
- 2001:1 Landmolluskfaunans ekologi i sump- och myrskogar i mellersta Norrland, med jämförelser beträffande förhållandena i södra Sverige
- 2001:2 Arealförluster från skogliga avrinningsområden i Västra Götaland
- 2001:3 The proposals for action submitted by the Intergovernmental Panel on Forests (IPF) and the Intergovernmental Forum on Forests (IFF) - in the Swedish context
- 2001:4 Resultat från Skogsstyrelsens ekenkät 2000
- 2001:5 Effekter av kalkning i utströmningsområden *med kalkkross 0 - 3 mm*
- 2001:6 Biobränslen i Söderhamn
- 2001:7 Entreprenörer i skogsbruket 1993-1998
- 2001:8A Skogspolitisk historia
- 2001:8B Skogspolitiken idag - en beskrivning av den politik och övriga faktorer som påverkar skogen och skogsbruket
- 2001:8C Gröna planer
- 2001:8D Föryngring av skog
- 2001:8E Fornlämningar och kulturmiljöer i skogsmark
- 2001:8G Framtidens skog
- 2001:8H De skogliga aktörerna och skogspolitiken
- 2001:8I Skogsbilvägar
- 2001:8J Skogen sociala värden
- 2001:8K Arbetsmarknadspolitiska åtgärder i skogen
- 2001:8L Skogsvårdsorganisationens uppdragsverksamhet
- 2001:8M Skogsbruk och rennäring
- 2001:8O Skador på skog
- 2001:9 Projekterfarenheter av landskapsanalys i lokal samverkan – (LIFE 96 ENV S 367) Uthålligt skogsbruk byggt på landskapsanalys i lokal samverkan
- 2001:11A Strategier för åtgärder mot markförsurning
- 2001:11B Markförsurningsprocesser
- 2001:11C Effekter på biologisk mångfald av markförsurning och motåtgärder
- 2001:11D Urvalskriterier för bedömning av markförsurning
- 2001:11E Effekter på kvävedynamiken av markförsurning och motåtgärder
- 2001:11F Effekter på skogsproduktion av markförsurning och motåtgärder
- 2001:11G Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder
- 2001:12 Forest Condition of Beech and Oak in southern Sweden 1999
- 2002:1 Ekskador i Europa
- 2002:2 Gröna Huset, slutrapport
- 2002:3 Project experiences of landscape analysis with local participation – (LIFE 96 ENV S 367) Local participation in sustainable forest management based on landscape analysis
- 2002:4 Landskapsekologisk planering i Söderhamns kommun
- 2002:5 Miljöriktig vedeldning - Ett informationsprojekt i Söderhamn
- 2002:6 White backed woodpecker landscapes and new nature reserves
- 2002:7 ÄBIN Satellit
- 2002:8 Demonstration of Methods to monitor Sustainable Forestry, Final report Sweden
- 2002:9 Inventering av frötäktssbestånd av stjärkek, bergesk och rödek under 2001 - Ekdöd, skötsel och naturvård
- 2002:10 A comparison between National Forest Programmes of some EU-member states
- 2002:11 Satellitbildsbaserade skattningar av skogliga variabler
- 2002:12 Skog & Miljö - Miljöbeskrivning av skogsmarken i Söderhamns kommun
- 2003:1 Övervakning av biologisk mångfald i skogen - En jämförelse av två metoder
- 2003:2 Fågelfaunan i olika skogsmiljöer - en studie på beståndsnivå
- 2003:3 Effektivare samråd mellan rennäring och skogsbruk -förbättrad dialog via ett utvecklat samrådsförfarande
- 2003:4 Projekt Nissadalen - En integrerad strategi för kalkning och askspridning i hela avrinningsområden
- 2003:5 Projekt Renbruksplan 2000-2002 Slutrapport, - ett planeringsverktyg för samebyarna
- 2003:6 Att mäta skogens biologiska mångfald - möjligheter och hinder för att följa upp skogspolitikens miljömål i Sverige
- 2003:7 Vilka botaniska naturvärden finns vid torplämningar i norra Uppland?
- 2003:8 Kalkgranskogar i Sverige och Norge – förslag till växtsociologisk klassificering
- 2003:9 Skogsägare på distans - Utvärdering av SVO:s riktade insatser för utbör
- 2003:10 The EU enlargement in 2004: analysis of the forestry situation and perspectives in relation to the present EU and Sweden
- 2004:1 Effektoppföljning skogsmarkskalkning tillväxt och trädvitalitet, 1990-2002
- 2004:2 Skogliga konsekvensanalyser 2003 - SKA 03
- 2004:3 Natur- och kulturinventeringen i Kronobergs län 1996 - 2001

- 2004:4 Naturlig föryngring av tall
- 2004:5 How Sweden meets the IPF requirements on nfp
- 2004:6 Synthesis of the model forest concept and its application to Vilhelmina model forest and Barents model forest network
- 2004:7 Vedlevande arters krav på substrat - sammanställning och analys av 3.600 arter
- 2004:8 EU-utvidgningen och skogsindustrin - En analys av skogsindustrins betydelse för de nya medlemsländernas ekonomier
- 2004:9 Nytt nummer se 2005:1
- 2004:10 Om virkesförrådets utveckling och dess påverkan på skogsbrukets lönsamhet under perioden 1980-2002
- 2004:11 Naturskydd och skogligt genbevarande
- 2004:12 När vi skogspolitiken mångfaldsmål på artnivå? - Åtgärdsförslag för uppföljning och metodutveckling
- 2005:1 Access to the forests for disabled people
- 2005:2 Tillgång till naturen för människor med funktionshinder
- 2005:3 Besökarstudier i naturområden - en handbok
- 2005:4 Visitor studies in natureareas - a manual
- 2005:5 Skogshistoria år från år 1177-2005
- 2005:6 Vägar till ett effektivare samarbete i den privata tätortsnära skogen
- 2005:7 Planering för rekreation - Grön skogsbruksplan i privatägd tätortsnära skog
- 2005:8a-8c Report from Proceedings of ForestSAT 2005 in Borås May 31 - June 3
- 2005:9 Sammanställning av stormskador på skog i Sverige under de senaste 210 åren
- 2005:10 Frivilliga avsättningar - en del i Miljö kvalitetsmålet Levande skogar
- 2005:11 Skogliga sektorsmål - förutsättningar och bakgrundsmaterial
- 2005:12 Målbilder för det skogliga sektorsmålet - hur går det med bevarandet av biologisk mångfald?
- 2005:13 Ekonomiska konsekvenser av de skogliga sektorsmålen
- 2005:14 Tio skogsägares erfarenheter av stormen
- 2005:15 Uppföljning av skador på fornlämningar och övriga kulturlämningar i skog
- 2005:16 Mykorrhizasvampar i örtrika granskogar - en metodstudie för att hitta värdefulla miljöer
- 2005:17 Forskningsseminarium skogsbruk - rennärning 11-12 augusti 2004
- 2005:18 Klassning av renbete med hjälp av ståndortsboniteringens vegetationstypsindelning
- 2005:19 Jämförelse av produktionspotential mellan tall, gran och björk på samma ståndort
- 2006:1 Kalkning och askspridning på skogsmark - redovisning av arealer som ingått i Skogsstyrelsens försöksverksamhet 1989-2003
- 2006:2 Satellitbildsanalys av skogsbilvägar över våtmarker
- 2006:3 Myllrande Våtmarker - Förslag till nationell uppföljning av delmålet om byggande av skogsbilvägar över värdefulla våtmarker
- 2006:4 Granbarkborren - en scenarioanalys för 2006-2009
- 2006:5 Överensstämmer anmält och verkligt GROT-uttag?
- 2006:6 Klimathotet och skogens biologiska mångfald
- 2006:7 Arenor för hållbart brukande av landskapets alla värden - begreppet Model Forest som ett exempel
- 2006:8 Analys av riskfaktorer efter stormen Gudrun
- 2006:9 Stormskadad skog - föryngring, skador och skötsel
- 2006:10 Miljökonsekvenser för vattenkvalitet, Underlagsrapport inom projektet Stormanalys
- 2006:11 Miljökonsekvenser för biologisk mångfald - Underlagsrapport inom projekt Stormanalys
- 2006:12 Ekonomiska och sociala konsekvenser av stormen Gudrun **ännu inte klar**
- 2006:13 Hur drabbades enskilda skogsägare av stormen Gudrun - Resultat av en enkätundersökning
- 2006:14 Riskhantering i skogsbruket
- 2006:15 Granbarkborrens utnyttjande av vindfällan under första sommaren efter stormen Gudrun - (The spruce bark beetle in wind-felled trees in the first summer following the storm Gudrun)
- 2006:16 Skogliga sektorsmål i ett internationellt sammanhang
- 2006:17 Skogen och ekosystemansatsen i Sverige
- 2006:18 Strategi för hantering av skogliga naturvärden i Norrtälje kommun ("Norrtäljeprojektet")
- 2006:19 Kantzonens ekologiska roll i skogliga vattendrag - en litteraturöversikt
- 2006:20 Ägoslag i skogen - Förslag till indelning, begrepp och definitioner för skogsrelaterade ägoslag
- 2006:21 Regional produktionsanalys - Konsekvenser av olika miljöambitioner i länen Dalarna och Gävleborg
- 2006:22 Regional skoglig Produktionsanalys - Konsekvenser av olika skötselregimer
- 2006:23 Biomassaflöden i svensk skogsnäring 2004
- 2006:24 Trädbränslestatistik i Sverige - en förstudie
- 2006:25 Tillväxtstudie på Skogsstyrelsens obsytor
- 2006:26 Regional produktionsanalys - Uppskattning av tillgängligt trädbränsle i Dalarnas och Gävleborgs län
- 2006:27 Referenshägn som ett verktyg i vilt- och skogsförvaltning
- 2007:1 Utvärdering av ÄBIN
- 2007:2 Trädslagets betydelse för markens syra-basstatus - resultat från Ståndortskarateringen
- 2007:3 Älg- och rådjursstammarnas kostnader och värden
- 2007:4 Virkesbalanser för år 2004
- 2007:5 Life Forests for water - summary from the final seminar in Lycksele 22-24 August 2006
- 2007:6 Renskadorna i plant- och ungskog - en litteraturöversikt och analys av en taxeringsmetod
- 2007:7 Övervakning och klassificering av skogsvattendrag i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten - exempel från Emån och Öreälven



- 2007:8 Svenskt skogsbruk möter klimatförändringar
- 2007:9 Uppföljning av skador på fornlämningar i skogsmark
- 2007:10 Utgör kvävegödning av skog en risk för Östersjön? Slutsatser från ett seminarium anordnat av Baltic Sea 2020 i samarbete med Skogsstyrelsen
- 2008:1 Arenas for Sustainable Use of All Values in the Landscape - the Model Forest concept as an example
- 2008:2 Samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvattenkalkning

## Av Skogsstyrelsen publicerade Meddelanden:

- 1991:2 Vägplan -90
- 1991:3 Skogsvårdsorganisationens uppdragsverksamhet  
– Efterfrågade tjänster på en öppen marknad
- 1991:4 Naturvårdshänsyn – Tagen hänsyn vid slutavverkning 1989–1991
- 1991:5 Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag
- 1992:1 Svanahuvudsvägen
- 1992:2 Transportformer i väglöst land
- 1992:3 Utvärdering av samråden 1989-1990 /skogsbruk – rennäring
- 1993:2 Virkesbalanser 1992
- 1993:3 Uppföljning av 1991 års lövträdsplantering på åker
- 1993:4 Återväxttaxeringarna 1990-1992
- 1994:1 Plantinventering 89
- 1995:2 Gallringsundersökning 92
- 1995:3 Kontrolltaxering av nyckelbiotoper
- 1996:1 Skogsstyrelsens anslag för tillämpad skogsproduktionsforskning
- 1997:1 Naturskydd och naturhänsyn i skogen
- 1997:2 Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1996
- 1998:1 Skogsvårdsorganisationens Utvärdering av Skogspolitiken
- 1998:2 Skogliga aktörer och den nya skogspolitiken
- 1998:3 Föryngringsavverkning och skogsbilvägar
- 1998:4 Miljöhänsyn vid föryngringsavverkning - Delresultat från Polytax
- 1998:5 Beståndsanläggning
- 1998:6 Naturskydd och miljöarbete
- 1998:7 Röjningsundersökning 1997
- 1998:8 Gallringsundersökning 1997
- 1998:9 Skadebilden beträffande fasta fornlämningar och övriga kulturmiljövärden
- 1998:10 Produktionskonsekvenser av den nya skogspolitiken
- 1998:11 SMILE - Uppföljning av sumpskogsskötsel
- 1998:12 Sköter vi ädellövskogen? - Ett projekt inom SMILE
- 1998:13 Riksdagens skogspolitiska intentioner. Om mål som uppdrag till en myndighet
- 1998:14 Swedish forest policy in an international perspective. (Utfört av FAO)
- 1998:15 Produktion eller miljö. (En mediaundersökning utförd av Göteborgs universitet)
- 1998:16 De trädbevuxna impedimentens betydelse som livsmiljöer för skogslevande växt- och djurarter
- 1998:17 Verksamhet inom Skogsvårdsorganisationen som kan utnyttjas i den nationella miljöövervakningen
- 1998:18 Auswertung der schwedischen Forstpolitik 1997
- 1998:19 Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1998
- 1999:1 Nyckelbiotopsinventeringen 1993-1998. Slutrapport
- 1999:2 Nyckelbiotopsinventering inom större skogsbolag. En jämförelse mellan SVOs och bolagens inventeringsmetodik
- 1999:3 Sveriges sumpskogar. Resultat av sumpskogsinventeringen 1990-1998
- 2001:1 Skogsvårdsorganisationens Årskonferens 2000
- 2001:2 Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling
- 2001:3 Kontrollinventering av nyckelbiotoper år 2000
- 2001:4 Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken
- 2001:5 Miljöövervakning av Biologisk mångfald i Nyckelbiotoper
- 2001:6 Utvärdering av samråden 1998 Skogsbruk - rennäring
- 2002:1 Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitikens effekter - SUS 2001
- 2002:2 Skog för naturvårdsändamål – uppföljning av områdesskydd, frivilliga avsättningar, samt miljöhänsyn vid föryngringsavverkning
- 2002:3 Recommendations for the extraction of forest fuel and compensation fertilising
- 2002:4 Action plan to counteract soil acidification and to promote sustainable use of forestland
- 2002:5 Blir er av
- 2002:6 Skogsmarksgödsling - effekter på skogshushållning, ekonomi, sysselsättning och miljön
- 2003:1 Skogsvårdsorganisationens Årskonferens 2002
- 2003:2 Konsekvenser av ett förbud mot permetrinbehandling av skogsplanter
- 2004:1 Kontinuitetsskogar - en förstudie
- 2004:2 Landskapsekologiska kärnområden - LEKO, Redovisning av ett projekt 1999-2003
- 2004:3 Skogens sociala värden
- 2004:4 Inventering av nyckelbiotoper - Resultat 2003
- 2006:1 Stormen 2005 - en skoglig analys
- 2007:1 Övervakning av insektsangrepp - Slutrapport från Skogsstyrelsens regeringsuppdrag
- 2007:2 Kvävegödsling av skogsmark
- 2007:3 Skogsstyrelsens inventering av nyckelbiotoper - Resultat till och med 2006

### **Beställning av Rapporter och Meddelanden**

Skogsstyrelsen,  
Förlaget  
551 83 JÖNKÖPING  
Telefon: 036 – 35 93 40  
vx 036 – 35 93 00  
fax 036 – 19 06 22  
e-post: [forlaget@skogsstyrelsen.se](mailto:forlaget@skogsstyrelsen.se)  
[www.skogsstyrelsen.se](http://www.skogsstyrelsen.se)

I Skogsstyrelsens författningssamling (SKSFS) publiceras myndighetens föreskrifter och allmänna råd. Föreskrifterna är av tvingande natur. De allmänna råden är generella rekommendationer som anger hur någon kan eller bör handla i visst hänseende.

I Skogsstyrelsens Meddelande-serie publiceras redogörelser, utredningar m.m. av officiell karaktär. Innehållet överensstämmer med myndighetens policy.

I Skogsstyrelsens Rapport-serie publiceras redogörelser och utredningar m.m. för vars innehåll författaren/författarna själva ansvarar.

Skogsstyrelsen publicerar dessutom fortlöpande: Foldrar, broschyrer, böcker m.m. inom skilda skogliga ämnesområden.

Skogsstyrelsen är också utgivare av tidningen Skogseko.

I denna rapport presenteras en samhällsekonomisk konsekvensanalys som gjorts av skogsmarkskalkning. I analysen utreds konsekvenserna av olika typer av skogsmarkskalkning utifrån olika scenarier. Vidare jämförs skogsmarkskalkning med alternativet ytvattenkalkning och olika kombinationer av dessa.