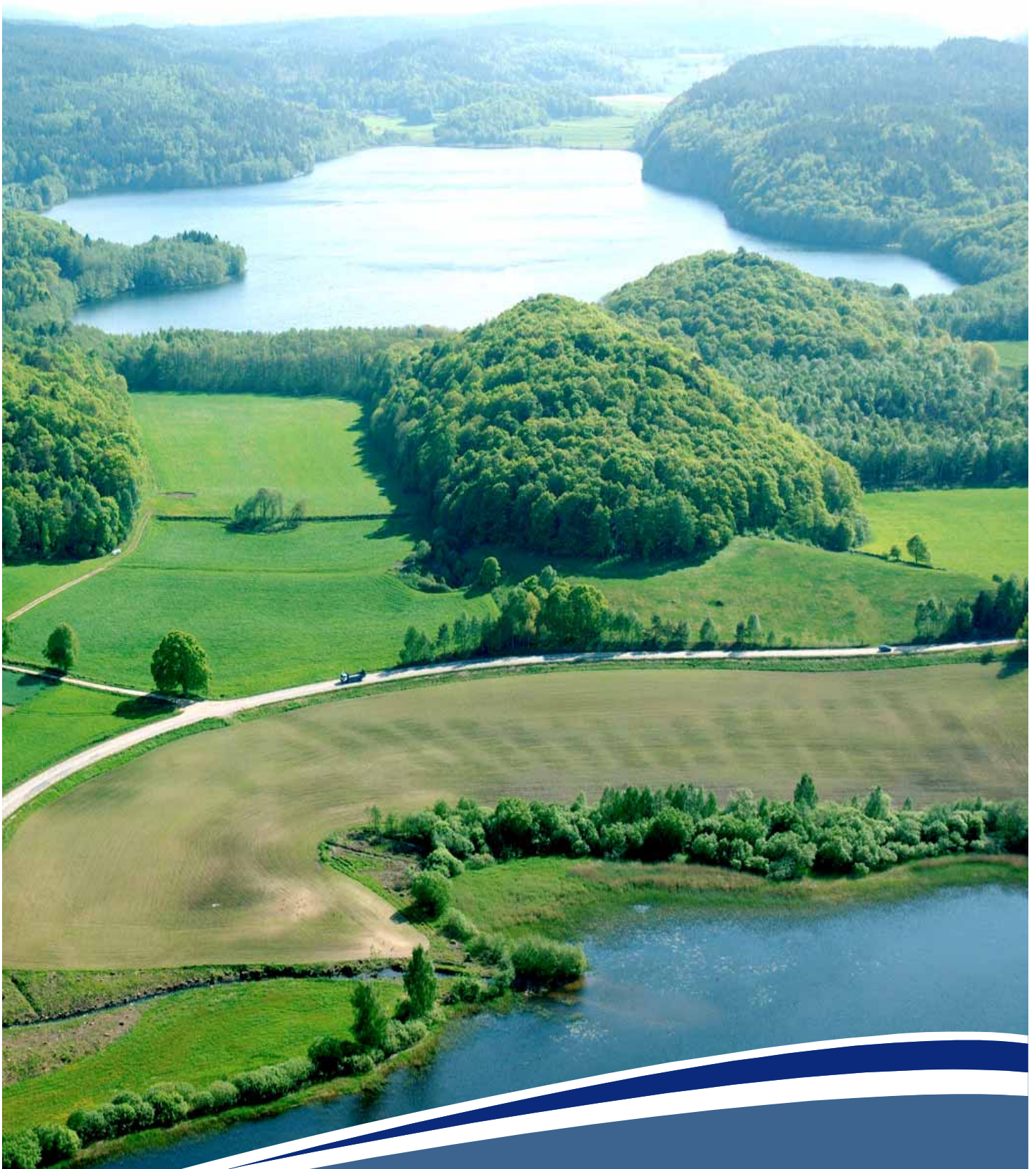


MAGIC-modellering av försurningspåverkan på sjö- vatten i 90 sjöar i Hallands län



LÄNSSTYRELSEN
HALLANDS LÄN



MAGIC-modellering av försurningspåverkan på sjövatten i 90 sjöar i Hallands län
Länsstyrelsen i Hallands län
Enheten för naturvård & miljöövervakning
Meddelande 2006:4
ISSN 1101-1084
ISRN LSTY-N-M-06/4.SE
Tryckt på Länsstyrelsens tryckeri, 2006
Omslagsfoto: Bergslagsbild AB

MAGIC-modellering av försurningspåverkan på sjövattnen i 90 sjöar i Hallands län

**Filip Moldan, Veronika Kronnäs och Olle Westling,
IVL Svenska Miljöinstitutet
Box 5302, 400 14 Göteborg
filip.moldan@ivl.se**

Sammanfattning

90 sjöar i Hallands län har modellerats med försurningsmodellen MAGIC 7. Syftet med modelleringen var att uppskatta historiskt tillstånd, försurningsförlopp och återhämtningsförlopp under de närmaste årtiondena för sjöarna i länet och bedöma behovet av framtida åtgärder mot försurningen. Sjöarna utgör knappt hälften av de sjöar i Hallands län som provtogs under riksinventeringen 1985. De utgör inte ett representativt urval av alla sjöar i länet eller av alla försurade sjöar i länet, utan är ungefär de 90 sjöar med lägst pH i riksinventeringen.

I modelleringen används nederbörds-, avrinnings- och depositionsuppskattningar från ASTA för området runt respektive sjö. Markkemiska och –fysikaliska egenskaper för sjöarnas avrinningsområden togs från Markinventeringen, utförd av SLU. Vegetationsdata för avrinningsområdena kommer också från ASTA.

Modellberäkningar som redovisas i denna rapport tyder på att försurningens påverkan på de suraste sjöarna i länet inte kommer att försvinna inom överskådlig framtid och att förindustriellt tillstånd i alla länets sjöar inte kommer att vara återställt ens om 100 år. Detta beror på att nedfallsminskningen inte är tillräcklig för att markens basmättnadsgrad ska kunna återhämta sig i någon större utsträckning. Men samtidigt man kan också konstatera att nedfallsminskningar har tydlig positiv effekt på vattenkemi, att sjöarna har återhämtat sig till en viss del och att situationen kommer förbättras ytterligare inom de närmaste åren.

När försurningspåverkan bedöms utifrån pH-förändringen (omräknat från ANC förändringen) kommer ca 48% av de modellerade sjöarna år 2010 att ha pH mer än en enhet under 1860 års värde (mycket stor påverkan), 16% att ha en pH-minskning mellan 0,8 och 1 enheter (stor påverkan), 14% att ha en pH-minskning mellan 0,6 och 0,8 enheter (måttlig påverkan), 13% att ha en pH-minskning mellan 0,4 och 0,6 enheter (liten påverkan), och 9% att ha en pH-minskning med mindre än 0,4 enheter (obetydlig påverkan). Dessa gränser är dock preliminära tills de nya bedömningsgrunderna är antagna.

I Hallands län finns ca 1000 sjöar, varav ca 700 anses försurade. De modellerade sjöarna tillhör de 700 försurade sjöarna, men inte är representativa för dem alla. Det går inte att utgående från de modellerade sjöarna uttala sig om hela länets sjöpopulation.

Innehåll

Sammanfattning	1
Innehåll	2
1. Inledning	3
1.1 Målsättningen med projektet	3
1.2 Utförande	3
2. Metod	4
2.1 Försurningsmodellen MAGIC	4
Databehov	4
Kalibrering	6
2.2 Data	6
Mark- och avrinningsområdesdata	7
Atmosfärdata och framtidsscenarier	7
3. Resultat och diskussion	10
3.1 Kalibrering av modellen	10
3.2 Modellresultat, Göteborgsscenariet	10
3.3 Jämförelser mellan scenarier	14
3.4 Försurningspåverkan	15
4. Slutsatser	20
5. Referenser	21
Bilaga A Försurningspåverkansklasser	22
Klasser	22
Beskrivning av pH-beräkningen	23

1. Inledning

Med försurning menas den sänkning av pH-värdet i nederbörd, mark och vattendrag som har ägt rum, framför allt under andra halvan av 1900-talet. Sänkningen av pH-värdet beror på de utsläpp av försurande ämnen, främst svavel och kväve, som sker vid förbränning. Svavelutsläpp sker vid förbränning av svavelhaltigt bränsle (exempelvis brunkol) medan kväveutsläpp sker vid all förbränning vid höga temperaturer. De största utsläppen sker i tätbefolkade industrialiserade länder i Sydostasien, Nordamerika och Europa, men problemen med försurningen är störst i urbergsområden, dvs för Europas del de glesbefolkade länderna i Norden. Det var också här som den storskaliga mark- och sjöförsurningen upptäcktes på 1960-talet. Sedan dess har det internationella samarbetet i Europa lett till att svavelutsläppen minskat betydligt. Kväveutsläppen har minskat något. Södra Norge och sydvästra Sverige är extra utsatt för försurningen p.g.a. mager berggrund, relativt höga nederbördsmängder och sydliga och västliga vindar som för med sig luftföroreningar från de tätbefolkade områdena i Central- och Västeuropa. Trots de minskade utsläppen var kvävedepositionen i Hallands län som genomsnitt ca tre gånger högre än den kritiska belastningen, dvs vad naturen uppskattas att tåla på längre sikt. Svaveldepositionen var som medel mer än dubbelt så hög som den kritiska belastningen. Markförsurningen har på vissa ställen gått så långt att inte ens om depositionen minskade till under de kritiska belastningsgränserna, vilket den inte förväntas göra, kan dessa områden återhämta sig under överskådlig tid (Länsstyrelsen Halland, 2003).

Försurningen av sjöar innebär att många djurarter som naturligt finns i sjöarna inte längre kan överleva där. För att motverka detta kalkas många av de drabbade sjöarna. Av Sveriges drygt 90000 sjöar större än en hektar antas 17000 vara försurade och 7000 har kalkats en eller flera gånger (Naturvårdsverkets websida). Halland ligger i den hårdast drabbade delen av Sverige. Vid en kartering av försurningsläget i Hallands län 1980 konstaterades att mörten försvunnit från 29 % och var skadad i ytterligare 54 % av Hallands sjöar. För abborrens del var motsvarande siffror 3 % respektive 60 % (Schibli, 2004). Enligt Riksinventeringen 1990 var 700 av Hallands 1000 sjöar över ett hektar försurade. 400 av dessa kalkades (Länsstyrelsen Halland, 2003).

1.1 Målsättningen med projektet

Målet med projektet har varit att uppskatta historiskt tillstånd, försurningsförlopp och återhämtningsförlopp under de närmaste årtiondena utifrån dynamiska modellberäkningar på utvecklingen av sjövatten- och markkemi från ca 1850 till ca 2030 på ett antal sjöar i Hallands län. Följande frågor har belysts:

- Hur försurningspåverkade var de modellberäknade sjöarna år 1985,
- hur långt har återhämtningen redan gått och hur kan den fortsatta utvecklingen uppskattas,
- hur stor andel av försurade sjöar kommer att återhämta sig till en viss tid (med avseende på vattenkemi) med realistiska scenarier för framtidsnedfall, hur stor andel av sjöarna skulle kunna återhämta sig om nedfallet minskar mer än väntat och hur stor andel kommer inte återhämta sig oavsett hur mycket nedfallet minskar.

1.2 Utförande

Modellberäkningarna har utförts av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Länsstyrelsen i Hallands Län.

2. Metod

2.1 Försurningsmodellen MAGIC

En dynamisk modell som används för att beskriva utvecklingen av försurning räknar på materialbalanser i sjöar och deras tillrinningsområden. Tillförsel och bortförsel av syror och basiska ämnen beräknas årsvis med hänsyn till att flöden och förråd ändras med tiden. Den dynamiska försurningsmodell för ytvatten som använts mest i Sverige och internationellt är MAGIC (Model of Acidification of Groundwaters in Catchments). Den beskriver förändringar av syra- och basförhållandena i marken och i ytvatten när faktorer som nedfall av försurande ämnen och skogsbrukets inriktning förändras. Förändringarna beskrivs genom tidsserier för indikatorvärden, som till exempel markens basmättnadsgrad i tillrinningsområdet samt pH, ANC (Acid Neutralising Capacity, dvs buffringsförmåga i vattnet, som räknas ut som summan av baskatjoner och ammonium minus summan av nitrat och sulfat), och halter av oorganiskt aluminium i ytvatten. Man räknar ofta från mitten/slutet av 1800-talet, som då representerar det förindustriella referenstillståndet. Modellen kan tillämpas på både rinnande vatten och sjöar. Modellberäkningarna i sjöar omfattar även vissa interna processer, t.ex. sedimentation utöver tillrinningsområdets och avrinningsvattnets kemi.

MAGIC-modellen består av tre delar:

1. En del som behandlar markkemiska jämviktsreaktioner där halterna av olika ämnen i jonform kontrolleras av sulfatadsorption, utbyte av katjoner på markpartiklarna, upplösning, utfällning och speciering av aluminium, samt upplösning och speciering av oorganiskt och organiskt kol.
2. En del som beräknar massbalanser där flödet till och från marken kontrolleras av atmosfäriskt nedfall, vittring, nettoupptag i biomassa samt utlakning.
3. En del kopplar samman de markkemiska jämviktsreaktionerna med massbalansberäkningarna. Centralt i modellen är det utbytbara förrådet av baskatjoner i marken. Om förrådet förändras över tiden, på grund av påverkan från luftföroreningar eller skogsbruk, förändras även jämvikterna mellan mark och markvatten, vilket i sin tur ändrar avrinningens kemi. Tidsstegen i modellen är normalt år vid simuleringar under långa perioder. Hur omfattande och snabba förändringarna blir beror både på storleken av flödet av till exempel luftföroreningar och markens naturliga grundegenskaper.

MAGIC-modellen har använts i många länder i nära 20 år och har hela tiden utvecklats och kompletterats. Mera ingående beskrivningar av modellens utveckling och egenskaper finns i Cosby m. fl., (1985a,b,c, 2001) och Jenkins m. fl., (2002).

Databehov

Modellen drivs av tidsserier på deposition av olika joner, hydrologi, biologiskt upptag av joner, interna markkemiska processer samt klimatvariabler (se tabell 1). Konstanta parametrar i modellen inkluderar fysikaliska och kemiska egenskaper i mark och vatten och termodynamiska konstanter.

Tabell 1. Databehov för beräkningar med MAGIC.

Hydrologiska parametrar

- Avrinning (m/år)
- Nederbörd (m/år)

Markparametrar

- Markdjup (m)
- Porositet (%)
- Bulkdensitet (kg/m³)
- CEC (meq/kg), katjonbyteskapacitet
- SO₄ maximal adsorptionskapacitet (meq/kg)
- SO₄ halvmättnadskonstant (meq/m³)
- Löslighetskonstant för aluminiumhydroxid i fast fas, KA1(OH)3 (log10)
- Temperatur (årsmedel) (°C)
- pCO₂ (%)
- Organiska syror (mmol C/m³)
- Löslighetskonstant för organiska syror (pK)
- Nitrifikation (% av kvävetillförsel)

Ytvattenparametrar

- Sjöns retentionstid (år)
- Sjöns relativ area (% av avrinningsområde)
- Temperatur (årsmedel) (°C)
- Löslighetskonstant för aluminiumhydroxid i fast fas, KA1(OH)3 (log10)
- pCO₂ (%)
- Organiska syror (mmol C/m³)
- Löslighetskonstanter för organiska syror (pK1-3)
- Nitrifikation (% av kvävetillförsel)

Ytvatten- och markkemi under kalibreringsåret

- Koncentrationer av makrokonstituenten (Ca, Mg, Na, K, Al, NH₄, SO₄, Cl, NO₃, F) (meq/ m³)
- Utbytbara baskationer i mark (Ca, Mg, Na, K) (meq/kg)

Depositionsparametrar

- Koncentrationer av makrokonstituenten (Ca, Mg, Na, K, NH₄, SO₄, Cl, NO₃, F) under kalibreringsåret
 - Tidsserie på förändringar av våt och torr deposition av olika joner
-

Tidsserier för historiskt och framtida nedfall av försurande luftföroreningar som används i modellberäkningarna hämtas från uppskattningar och prognoser utarbetade inom Konventionen för Gränsöverskridande Luftföroreningar (CLRTAP).

Det framtida nedfallet i modellberäkningarna baseras i regel på att det senaste internationella avtalet om utsläppsbegränsningar, det så kallade Göteborgsprotokollet från 1999, genomförs fram till år 2010. Därefter minskar nedfallet bara lite i de modellberäkningar som utnyttjar ett basscenario. De relativa förändringarna är ganska lika i hela landet, men den relativa minskningen efter 1997 är något mindre i norra Sverige som aldrig haft så högt nedfall som de södra delarna.

Kalibrering

Beräkningarna med MAGIC kalibreras med hjälp av uppmätta värden på mark- och vattenkemi under en specifik period. Kalibreringen sker i flera steg:

- Uppmätta ämnen som antas passera genom mark och vatten (främst klorid) balanseras i modellberäkningarna så att tillförsel och bortförsel i avrinningsområdet blir lika stora.
- Retentionen av kväve och adsorptionen av sulfat i mark i modellberäkningarna justeras så att beräknade anjonflöden stämmer överens med uppmätta.
- Beräknade och uppmätta halter av baskatjoner i avrinningen och som utbytbara joner på markpartiklarna matchas genom att justera markens jonbytesselektivitet och vittringshastighet i modellberäkningarna.
- Beräknade och uppmätta halter av pH och aluminium matchas genom att justera löslighetskonstanten för aluminium.

2.2 Data

Data från 112 sjöar i Hallands län ligger till grund för modelleringen. Sjöarna är en delmängd av riksinventeringen 1985. De utgör inte ett representativt urval av alla sjöar i länet eller av alla försurade sjöar i länet, utan är ungefär de 112 sjöar med lägst pH i riksinventeringen 1985 i Halland. De vattenkemiparametrar som ligger till grund för modelleringen är pH, koncentration av Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{4-} , Cl^- , NO_3^- och färgtal för år 1985. Mätvärden för NO_3^- fanns bara för 25 av sjöarna. Mätningarna gjordes under februari och mars 1985. 3 sjöar som kalkats före provtagningen modellerades inte. En sjö hade orealistiskt låg sulfathalt ($36\mu\text{eq/l}$, vilket ger en negativ halt av ickemarin sulfat) och modellerades inte. NH_4^+ -koncentrationen i sjöarna, vilken också används av modellen, men vilken inte analyserades, sattes till medelvärdet för ett hundratal sjöar i Västra Götalands län som modellerades samtidigt. Likaså sattes NO_3^- -värdena till medelvärdet för de sjöar som hade NO_3^- -mätning. Kvävekoncentrationerna påverkar inte de övriga parametrarna, exempelvis ANC, särskilt mycket, eftersom de i allmänhet är låga och i ANC tar de dessutom delvis ut varandra eftersom NH_4^+ höjer och NO_3^- sänker ANC och de i allmänhet är ungefär lika stora.

Färgtalet användes för att skatta TOC enligt ett samband uppmätt på sjöinventeringsdata från 1990, 1995 och 2000; $\text{TOC}=0,057*\text{Färgtal}+3,14$. Uppskattat TOC antogs lika med löst organiskt kol (DOC) och ekvivalenter DOC räknades ut enligt formeln $\text{DOC}=10,2*\text{TOC}/3$ som baseras på dissocieringsmodellen för organiska syror framtagen av Hruška m.fl. (2001).

Uppgifter om sjöarea för alla sjöarna togs fram av länsstyrelsen. Sjövolymen uppskattades från sjöarean enligt en linjär regression för sjöar som tidigare modellerats med MAGIC och för vilka det fanns volymsuppskattningar i sjöregister från SMHI eller SLU.

$$V[10^6 \text{ m}^3] = 6,7536 * A[\text{ha}] (R^2=0,72).$$

Avrinningen till sjön togs från ASTA-databasens avrinning i den 5*5-km-ruta sjöns koordinater befinner sig i.

Uppehållstiden för sjön räknades ut som kvoten mellan volym och avrinning. En sjö, som hade en uppehållstid över fem år modellerades inte, eftersom MAGIC inte är anpassad till sjöar med lång uppehållstid.

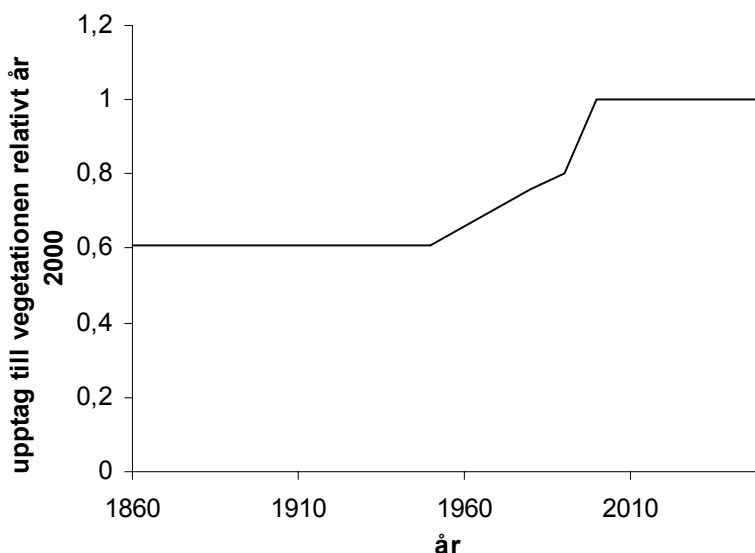
Medelsjövattentemperatur över året antogs lika med årsmedeltemperaturen för mark och för luft, vilken avlästes från en karta till ca 6 grader C för alla sjöarna vilket är en tämligen grov uppskattning av en parameter som modellen inte är särskilt känslig för.

Mark- och avrinningsområdesdata

Uppgifter om avrinningsområdesarea för sjöarna togs fram av länsstyrelsen. Markkemi och -fysik för avrinningsområdet uppskattades från närliggande mätningar inom Markinventeringen, som är ett nationellt markprovtagningsprogram som bedrivs av Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU. De parametrar som användes var effektiv katjonbyteskapacitet (CEC, dvs markens kapacitet att lagra positiva joner), andel av CEC som upptas av utbytbar kalcium (ExCa), magnesium (ExMg), natrium (ExNa) och kalium (ExK), vilkas summa utgör basmättnadsgraden (BS), jorddjup, bulkdensitet, mark-pH och mängd kol och kväve i marken. För att få värden på parametrarna för avrinningsområdena, trots att det inte alltid låg någon provpunkt i avrinningsområdet togs medelvärden av parametervärdet från alla punkter inom en radie av mellan 18,5 km och 21,8 km från sjöns koordinater, beroende på nordkoordinaten. Bakgrunden till den varierande radien är att Markinventeringen är anpassad till att variationen i parametrarna är större ju längre söderut i Sverige man kommer, på så sätt att provpunkterna ligger tätare i längst i söder och glesnar successivt mot norr enligt en formel. Radien som användes var uträknad för att matcha Markinventeringens design så att ungefär lika många markprovpunkter kommer att användas för varje sjö.

Eftersom de modellerade sjöarna inte är representativa för alla sjöar i området, men markprovpunkterna är representativa för all skogsmark i området fungerade först kalibreringen av modellen mycket dåligt. Därför modellerades flera varianter av mark, där basmättnadsgraden, CEC eller markdjupet minskades och framför allt modellen tilläts variera markparametrarna mer än vad man vanligen vill. Detta gjorde modellkalibrering möjlig för de flesta av sjöarna, men på bekostnad av att osäkerheten blev stor vad gäller markparametrarnas tidsutveckling.

Markanvändning, dvs brukad mark, lövskog, barrskog eller vatten, samt näringsupptag i vegetationen togs från ASTA-databasen. Upptaget ökades över tid (se figur 2.2) eftersom stående biomassa har ökat sedan 1950-talet och andelen skördade grenar och trädtoppar (GROT) har ökat sedan 1990. Upptaget i MAGIC är nettoupptag som bortförs från marken på längre sikt. Upptaget efter år 2000 hölls konstant.



Figur 2.2. Upptaget av baskatjoner till vegetationen i avrinningsområdena, relativt år 2000.

Atmosfärdata och framtidsscenarioer

Långtidsmedelvärden för nederbörd och deposition år 1998 togs från ASTA-databasen. Depositionen justerades dock för varje sjö för att stämma med sjökemin och kalibreringsåret och göra modellkalibrering möjlig. Detta görs eftersom den faktiska depositionen i sjöns

avrinningsområde ofta inte är densamma som medelvärdet för ASTA-rutan och eftersom depositions­mätningar är osäkra, särskilt för baskatjoner. Cl- och SO₄²⁻-nedfall räknades direkt från sjökemin under antagandet att flödet i avrinningen är detsamma som nedfallet. Depositionen av NH₄⁺ och NO₃⁻ räknades från den uppskattade SO₄²⁻ depositionen och från förhållandet mellan respektive kvävejon och SO₄²⁻ i depositionen i ASTA-databasen, justerat för de respektive jonernas historiska förändring mellan sjökemiåret (1985) och depositionsåret (1998). Kvävejonerna binds i växlighet och mark och felaktiga värden på depositionen orsakar därför inte samma kalibreringsproblem som exempelvis för klorid. Kvävenedfallet behöver dock ändå justeras eftersom förhållandet mellan kväve och svavel annars blir fel om man antar att ASTA-värdet stämmer med värdet för sjöns avrinningsområde för kväve men inte för svavel. Nedfallet av marint Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ och K⁺ räknades från Cl-nedfall, under förutsättningen att all klorid i nedfallet (och i sjön) kommer från havssaltet. Nedfallet av ickemarina baskatjoner togs från ASTA-databasen.

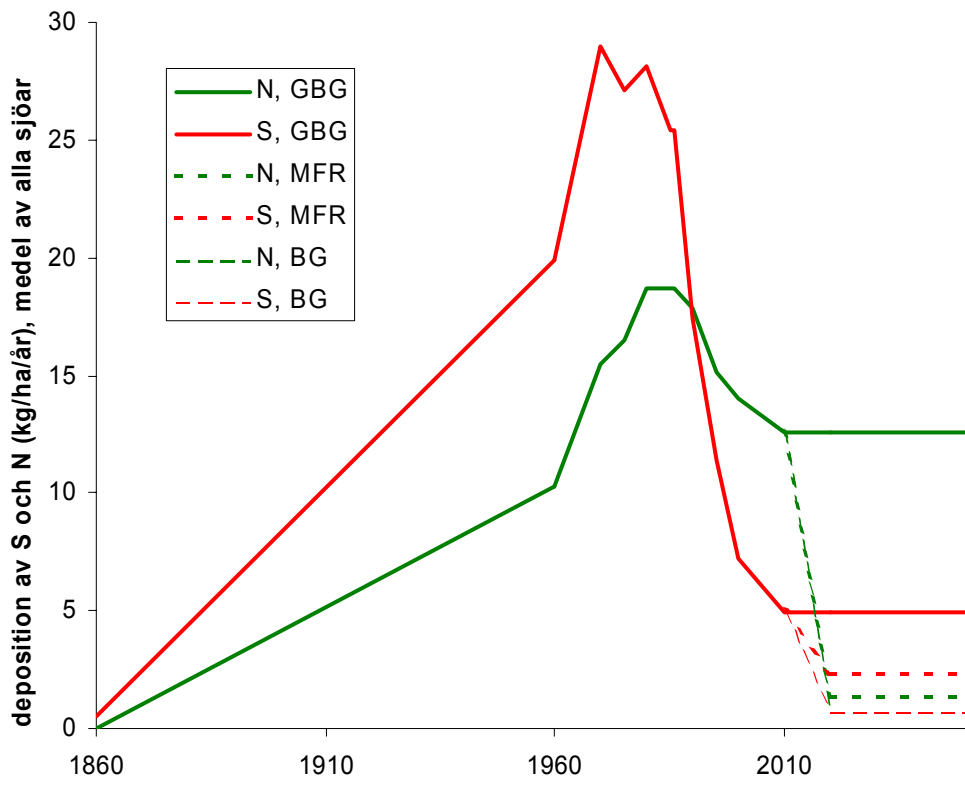
Tre framtidsscenarioer har modellerats (Tabell 1, Figur 2.3):

- GBG, Göteborgsprotokollet, dvs redan överenskomna minskningar av de försurande utsläppen fram till 2010, liten minskning därefter
- MFR, Maximum Feasible Reduction, dvs största tekniskt möjliga minskning av de försurande utsläppen från 2000 till 2010, ingen minskning därefter och
- BG, Bakgrund, dvs först genomförande av GBG enligt ovan, men sedan ytterligare minskning fram till 2020 till bara naturliga utsläpp av försurande ämnen såsom vulkaner o dyl och inga antropogena utsläpp alls (samma nedfall som 1860).

I alla scenarierna är depositionen av baskatjoner och klorid konstanta och alla scenarierna är lika fram till år 2000. Tidsserierna för depositionen av SO₄²⁻ och NO₃⁻ från 1860 till 2030 samt uppskattningar av MFR- och bakgrundsdeposition är enligt beräkningar från IIASA som är tillgängliga för varje 50X50 km EMEP ruta. Depositionen av NH₄⁺ har satts till samma som för NO₃⁻ för hela perioden, alla scenarierna. I GBG varierades depositionen av SO₄²⁻, NO₃⁻ med tiden från 2000 till 2030 enligt tidsserierna från IIASA och hölls konstant därefter. GBG är det grundscenario som oftast finns med när man modellerar försurning. Depositionen i MFR är uträknad som den lägsta försurande deposition som skulle vara tekniskt/ekonomiskt möjlig att åstadkomma idag och är betydligt lägre än GBG. MFR-depositionen är i våra beräkningar konstant från 2010. MFR-scenariot kördes för att se hur snabbt och mycket sjöarna kan återhämta sig från försurningen under ideala men ändå realistiska förhållanden. Syftet med BG-scenariot är att beräkna den maximala återhämtningen om alla antropogena utsläpp upphörde fram till 2020 och endast ickeantropogena utsläpp fanns efter det.

Tabell 1. Deposition av svavel (S) (havssalts-S borträknat) och kväve (N) under olika scenarioer. Värdena är medelvärden för alla sjöarna (kg/ha/år).

		1985	2000	2010	2020
GBG	S				4,9
	N				12,5
MFR	S	25,4	7,3	4,9	2,3
	N	18,7	14,0	12,5	1,4
BG	S				0,7
	N				0,7



Figur 2.3. Deposition av ickemarin S och N (kg/ha/år), medelvärde för alla sjöarna.

3. Resultat och diskussion

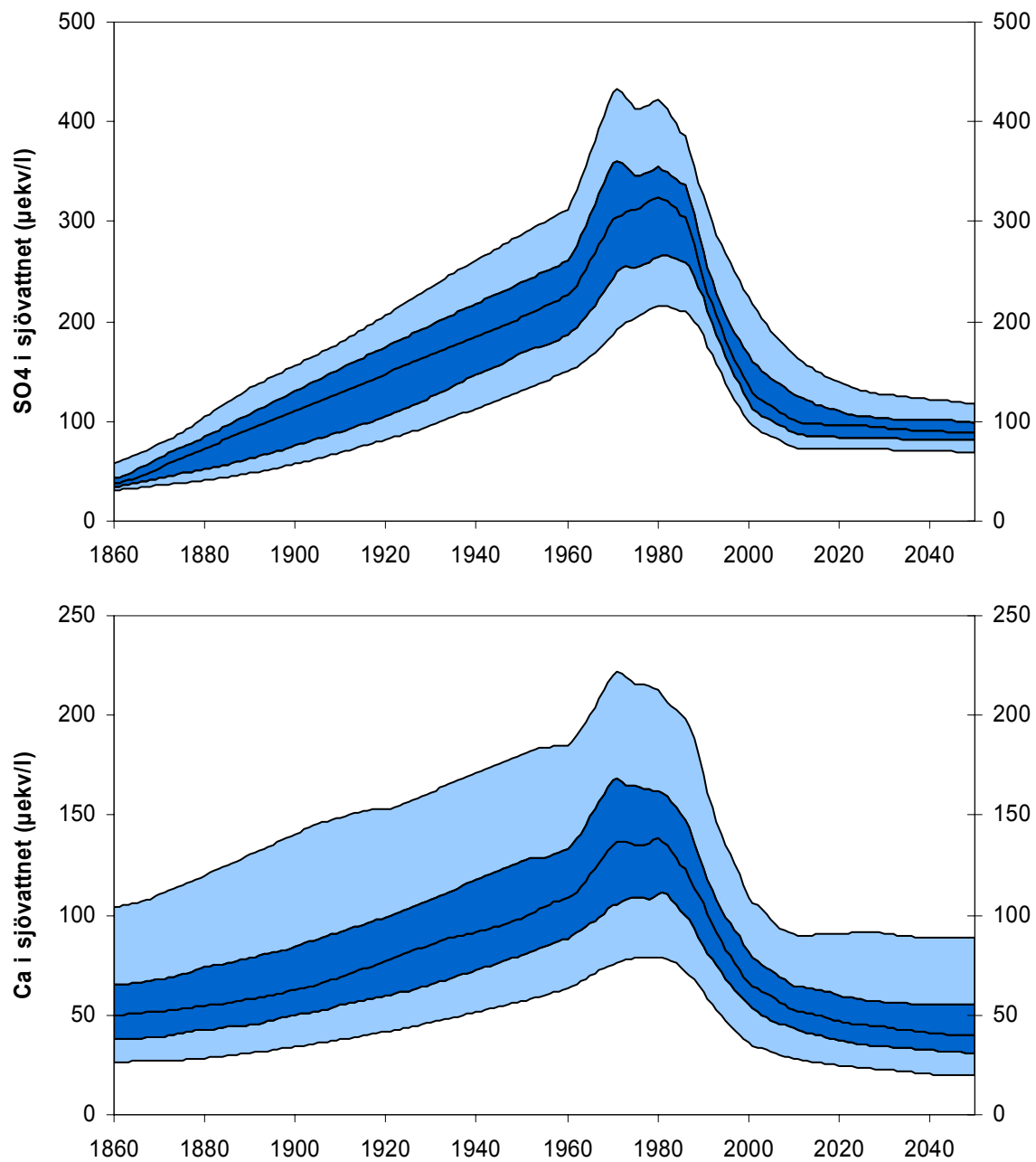
3.1 Kalibrering av modellen

MAGIC-modellen kalibrerades till de 107 av sjöarna som inte var kalkpåverkade, hade orealistiska mätvärden eller för hög omsättningstid. Modellen kalibrerades till sjökemi år 1985 (SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ och K^+) och avrinningsområdets basmättnadsgrad för fyra individuella baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) för år 1985. Av de 107 sjöarna klarade modellen inte av att kalibrera 17 stycken huvudsakligen på grund av osäkerheten i kopplingen mellan mark och sjö. 90 sjöar ingår alltså i modellresultaten nedan.

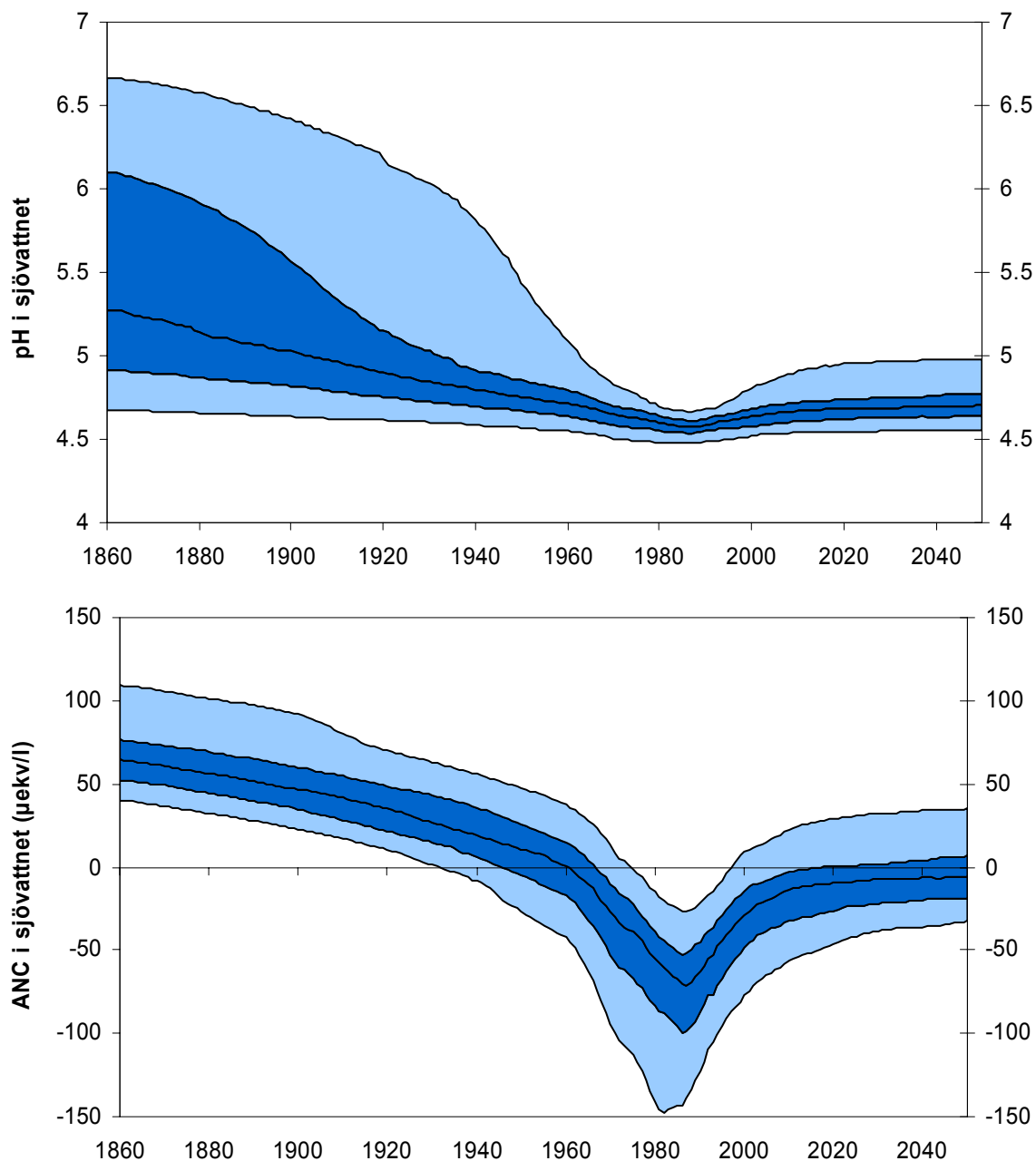
Efter modellkalibreringen räknades tidsutvecklingen av sjö- och markkemi fram med MAGIC-modellen för varje kalibrerad sjö mellan åren 1860 och 2050 under de tre nämnda nedfallsscenarierna. Syftet med att modellera ända till 2050 trots att alla inparametrar är konstanta senast efter år 2020 är att vissa förändringar av sjö- eller markkemi är långsamma, så för att se vart åt parametrarna går krävs några extra decennier.

3.2 Modellresultat, Göteborgsscenariet

I figur 3.4 och 3.5 visas hur pH och ANC sjönk medan sulfathalten ökade kraftigt som följd av de ökande försurande utsläppen mellan 1860 och 1970. Samtidigt ökade kalciumhalten i sjöarna eftersom sulfaten lakade ut kalcium ur marken. Detta motverkade sjöförsurningen så att ANC-minskningen inte blev lika stor som sulfatökningen. Efter 1980 minskade utsläppen av sulfat kraftigt och pH och ANC återhämtade sig ganska snabbt. Kalciumhalten minskade också, och hamnade på en lägre nivå än före försurningen eftersom försurningen hade minskat kalciumhalterna i markerna. Detta gjorde att även ANC- och pH-ökningen bara kom upp i nivåer jämförbara med 1960-talet, då försurningen redan hade gått ganska långt. De sista 30 åren är sulfatdepositionen nere i samma nivå som i slutet av 1800-talet (figur 2.2). Ytterligare återhämtning av pH och ANC efter år 2010 blir dock mycket måttlig enligt beräkningarna.

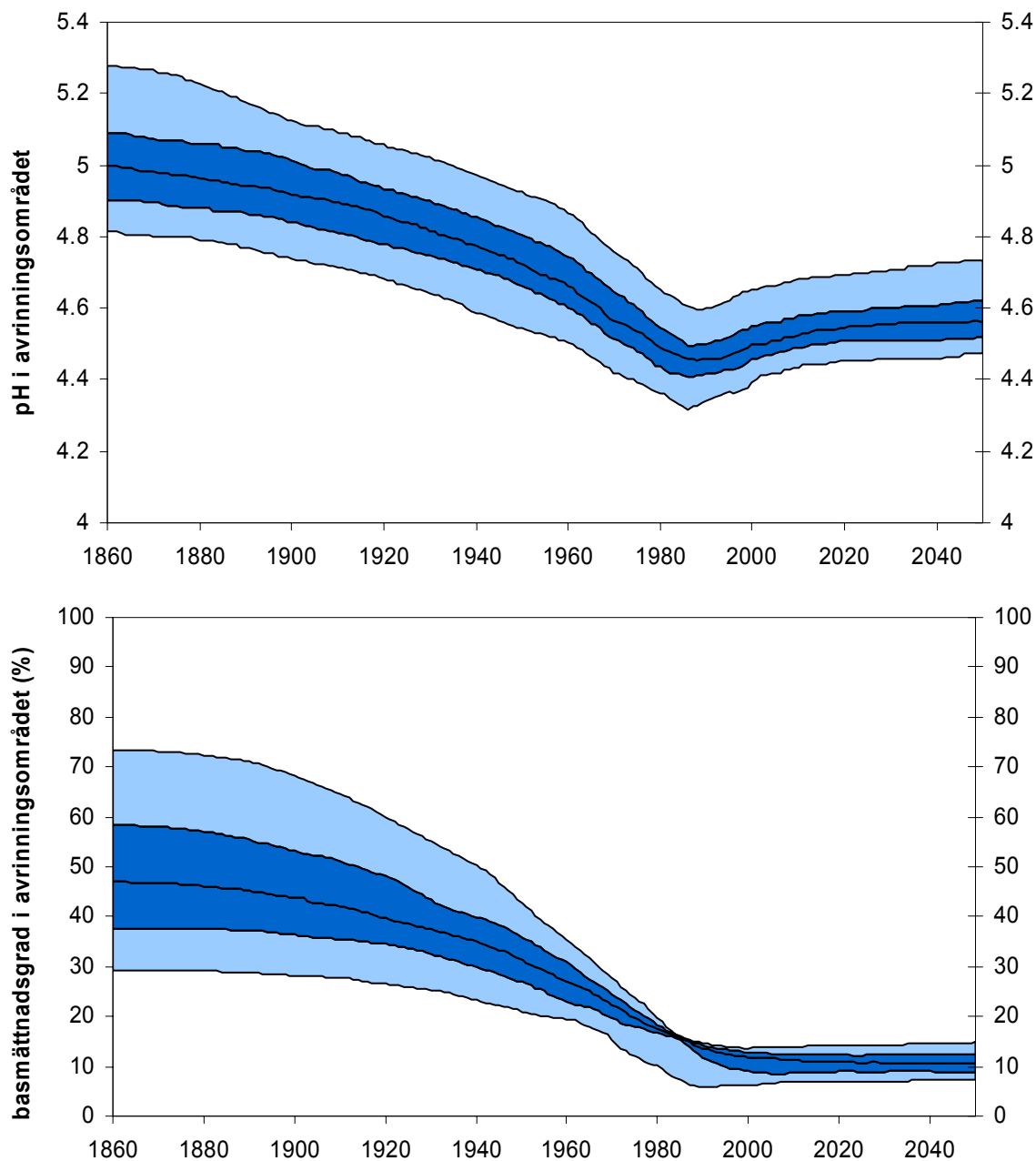


Figur 3.4. Förändring av sjökemi (SO_4^{2-} och Ca^{2+}) över tiden. Medianen av sjöarnas värden markeras av mittlinjen, det mörkare blåa bandet omsluter de mittersta 50% av sjöarnas värden och de ljusare blåa banden ytterligare 40%.



Figur 3.5. Förändring av sjökemi (pH och ANC) över tiden. Medianen av sjöarnas värden markeras av mittlinjen, det mörkare blåa bandet omsluter de mittersta 50% av sjöarnas värden och de ljusare blåa banden ytterligare 40%.

I figur 3.6 visas förändring av pH i markvätskan och markens basmättnadsgrad (BS) i sjöarnas avrinningsområden under samma tid som i figurerna 3.4 och 3.5. pH i markvätskan uppvisar en bild liknande sjöarnas ANC, men BS minskar först kraftigt fram till 1990-talet och återhämtar sig sedan inte alls. Utsläppsminskningarna är inte tillräckliga för att basmättnadsgraden ska byggas upp igen och det är detta som är grunden till att ANC i sjövattnet inte återhämtar sig fullt ut.



Figur 3.6. Förändring av markkemi (pH och basmättnadsgrad, BS) över tiden i sjöarnas avrinningsområden. Medianen av avrinningsområdenas värden markeras av mittlinjen, det mörkare blåa bandet omsluter de mittersta 50% av avrinningsområdenas värden och de ljusare blåa banden ytterligare 40%.

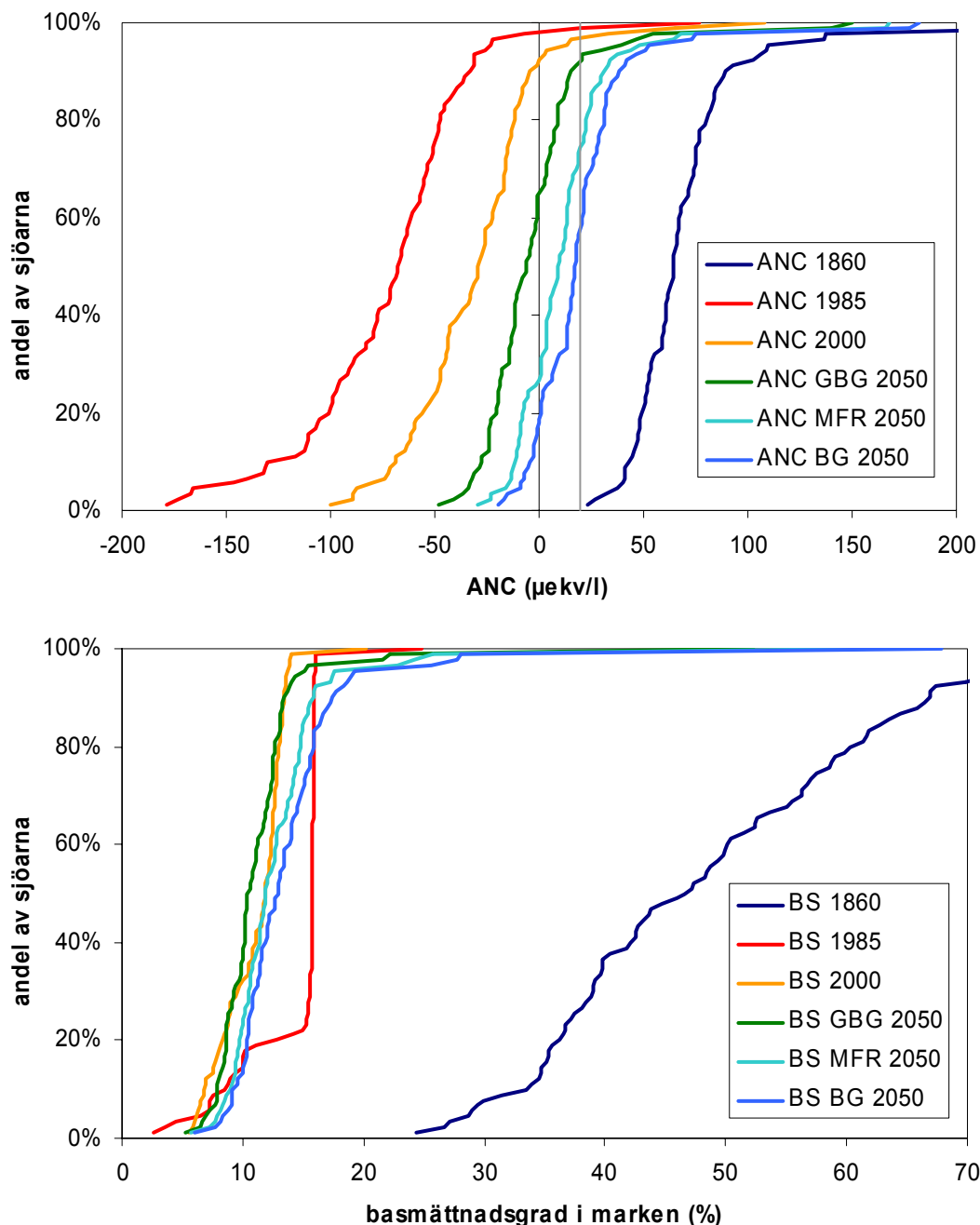
Baskatjoner förs bort från marken i sjöarnas avrinningsområdena genom två mekanismer: utlakning till avrinningen och upptag till skogen som sedan förs bort efter avverkningen. Ur markförsurningens synvinkel är båda dessa poster förluster. Markförsurning sker om summan av tillförseln av baskatjoner från vittringen och från nedfallet är lägre än summan av nettoupptag och utlakning. Skogsbrukets relativa betydelse för försurningen ökar när nedfallet minskar. Det genomsnittliga nettoupptaget (den del av upptaget som förs bort med skörden) av baskatjoner i sjöarna avrinningsområden var 26 meq/m^2 år 1990. På grund av ett måttligt GROT-uttag på 20% antas nettoupptaget därefter öka till 32 meq/m^2 år 2010 (figur 2.2). Nedfallet av ickemarin S antas samtidigt sjunka från 109 meq/m^2 år 1990 till 31 meq/m^2 år 2010. Därmed är den beräknade bortförseln av baskatjoner från marken år 2010 på grund av nedfallet av SO_4^{2-} ungefär likvärdig bortförseln på grund av skogsbruket.

3.3 Jämförelser mellan scenarier

För att underlätta jämförelsen mellan förindustriell, nutidens och framtidens tillstånd och för olika scenarier kan man omgruppera resultat från MAGIC i form av kumulativa fördelningar för olika år och scenarier, figur 3.7. I figur 3.7, överst, förskjuts kurvan först åt vänster, när ANC i sjövattnet minskar från förindustriell tid (1860) till försurningens höjdpunkt (1985), för att sedan åter röra sig åt höger när sjöarna återhämtar sig och ANC ökar (2000 och 2050 för alla scenarierna). Skillnaden mellan de olika scenarierna är inte så stor jämfört med gapet som blir kvar till de förindustriella värdena. Median-ANC har från 1860 sjunkit från 65 $\mu\text{eq/l}$ till -67 $\mu\text{eq/l}$ år 1985 och sedan ökat till -29 $\mu\text{eq/l}$ år 2000. År 2050 är den -6 $\mu\text{eq/l}$ för GBG, 10 $\mu\text{eq/l}$ för MFR och 17 $\mu\text{eq/l}$ för BG. I figur 3.7, underst, förskjuts kurvan kraftigt åt vänster när basmättnadsgraden i avrinningsområdena minskar från 1860 till 1985, medianen minskar från 47 till 16%, men till skillnad från ANC fortsätter sedan kurvan ytterligare en bit åt vänster, dvs basmättnadsgraden fortsätter att minska fram till år 2000 (median 12%) och blir i stort kvar där under alla scenarier år 2050. Det betyder att nedfallsminskningen under Göteborgsprotokollet räcker till en kraftig förbättring av sjövattnet för i stort sätt alla modellerade sjöar, men inte till att vända försurning i marken, förutsatt rådande skogsbruk. Vidare betyder det att oavsett hur mycket man skär ner på de försurande utsläppen kommer försurning av avrinningsområdena att kvarstå under mycket lång tid.

Tabell 2. Median av ANC ($\mu\text{eq/l}$) och basmättnadsgrad (%) för olika år och scenarier.

	Median ANC ($\mu\text{eq/l}$)			Median BS (%)		
	GBG	MFR	BG	GBG	MFR	BG
1860		65			47	
1985		-67			16	
2000		-29			12	
2020	-10	-2	2	11	11	11
2050	-6	10	17	10	12	13
2150			30			17



Figur 3.7 Kumulativ fördelning av ANC i sjövattnen och basmättnadsgrad i avrinningsområdena för sjöarna för fyra år och tre scenarier.

3.4 Försurningspåverkan

Under miljö kvalitetsmålet Bara Naturlig försurning, Delmål 1 - Färre försurade vatten, har man definierat att: "År 2010 ska högst 5 % av antalet sjöar och högst 15 % av sträckan rinnande vatten i länet vara drabbade av försurning som orsakats av människan." Miljömålet bedöms omöjligt att nå utan kalkning (Länsstyrelsen Halland, 2003).

Sjöarnas surhet kan bedömas utifrån deras tillstånd något visst år eller hur påverkade de är, dvs hur deras tillstånd har förändrats på grund av försurningen. Tillståndsbedömning grundas på mätningar eller på modellberäkningar framåt i tiden om det är fråga om framtidens tillstånd. För att bedöma påverkan behöver man utöver tillståndet också en uppskattning av

förindustriellt tillstånd som sedan relateras till dagens tillstånd med en kvot eller en differens. De vanligaste kriterierna för försurningsbedömning är alkalinitet, pH och ANC. I de nuvarande bedömningsgrunderna för surhet/försurning (Naturvårdsverket 2000) bedöms tillstånd utifrån alkalinitet och pH. Påverkan bedöms efter avvikelse av alkalinitet från jämförvärde (kvot) som också motsvarar en pH-skillnad uppdelat i 5 klasser från obetydlig till extremt stor avvikelse.

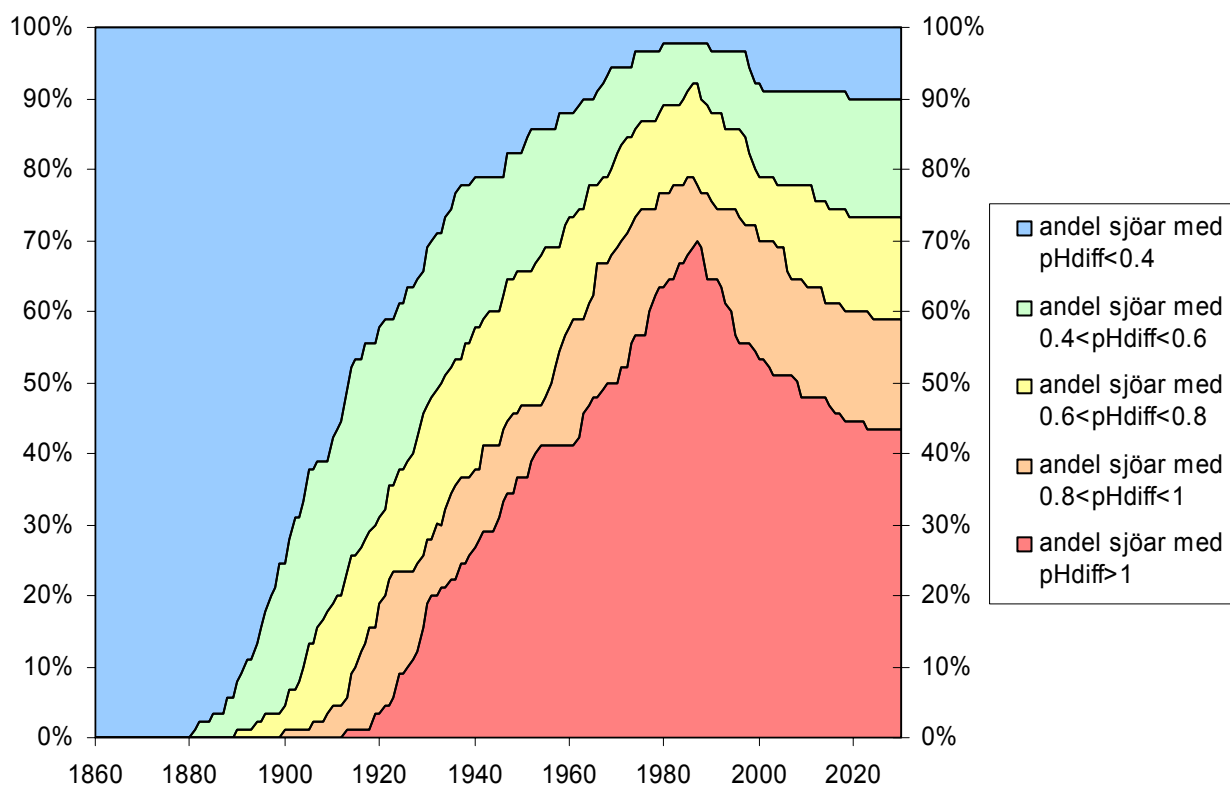
Arbetet med revidering av bedömningsgrunder för försurning under ledning av Naturvårdsverket har varit i gång sedan 2004 och nya bedömningsgrunder väntas vara färdigställda under 2005. Ett av förslagen i det arbetet är att jämförvärdet, eller det förindustriella tillståndet, uppskattas utifrån MAGIC-modellberäkningar. I de nya bedömningsgrunderna finns det olika förslag på uppdelningar av sjöarna i försurningsklasser med hänsyn till sjöarnas tillstånd och försurningspåverkan – utifrån ANC, utifrån pH och utifrån förändring i ANC från förindustriell tid och nutid. Förändringen i ANC översätts till pH med en iterativ formel eftersom pH anses ha en bättre koppling till biologin än ANC (se bilaga A). Klassgränserna är inte överenskomna ännu. Klassindelningen i Tabell 3 nedan är inte densamma som i de gamla bedömningsgrunderna och behöver inte heller nödvändigtvis vara densamma som den slutgiltiga.

pH-förändringen, beräknad från ANC-värden för 1860, 2000 och 2010, modellerade med MAGIC, framgår av tabell 3. Mer än hälften, 53%, av sjöarna hamnar år 2000 i den mest försurningspåverkade klassen och i de övriga klasserna hamnar 8-17%, dvs relativt jämnt fördelat. Det kan finnas behov att generalisera ytterligare och dela upp sjöarna i två kategorier – försurade och icke försurade. Hur stor andel av sjöarna som hamnar de olika kategorierna i en sådan tolkning blir naturligtvis starkt beroende på vad som kan anses vara en acceptabel påverkan utan att betrakta sjön som försurad. Om de fyra mest försurningspåverkade klasserna (Tabell 3) räknas som försurade är 92% av sjöarna försurade år 2000. För år 2010 hamnar knappt hälften, 48%, av sjöarna i den mest försurningspåverkade klassen, 9% i den minst påverkade klassen och resten jämt fördelade däremellan, d.v.s 91% av sjöarna hamnar i de fyra mest påverkade klasserna år 2010. Som allra mest, under 1980-talet, har ca 98% av sjöarna hamnat i de fyra påverkade klasserna (figur 3.8). Om det däremot anses att det är först vid större pH-sänkning, 0,6 eller t.o.m. 0,8 pH-enheter, som sjöarna borde bedömas som ”försurade”, då blir motsvarande procenttal väsentligt lägre; 79% respektive 70% år 2000 och 78% respektive 63% år 2010 (Tabell 3).

Resultaten går inte att omtolka till hela Hallands läns sjöbestånd, eftersom de modellerade sjöarna inte är representativa för alla Hallands 700 försurade sjöar.

Tabell 3. Andel av de 90 modellerade sjöarna i olika klasser för försurningspåverkan.

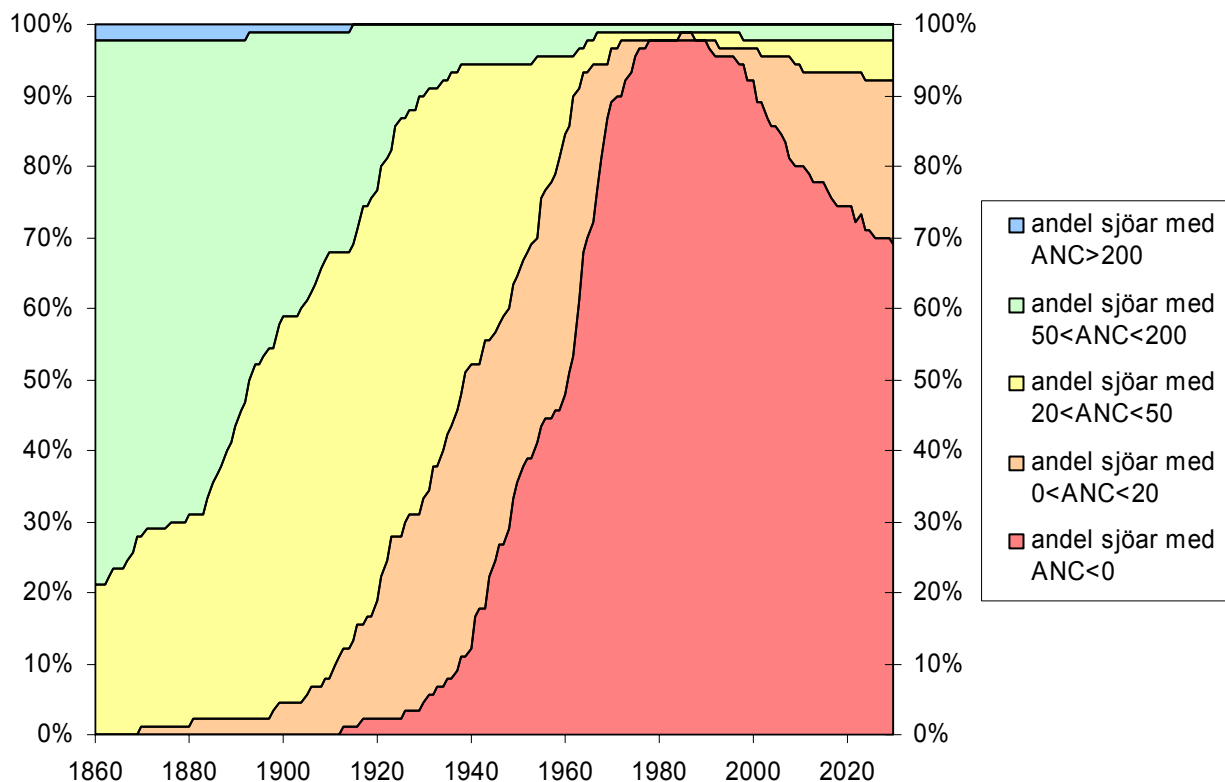
Försurningspåverkan	pH minskning (förslag)	andel sjöar år 2000	andel sjöar år 2010
Obetydlig påverkan	< 0,4	8%	9%
Liten påverkan	0,4 - 0,6	13%	13%
Måttlig påverkan	0,6 - 0,8	9%	14%
Stor påverkan	0,8 - 1,0	17%	16%
Mycket stor påverkan	> 1,0	53%	48%



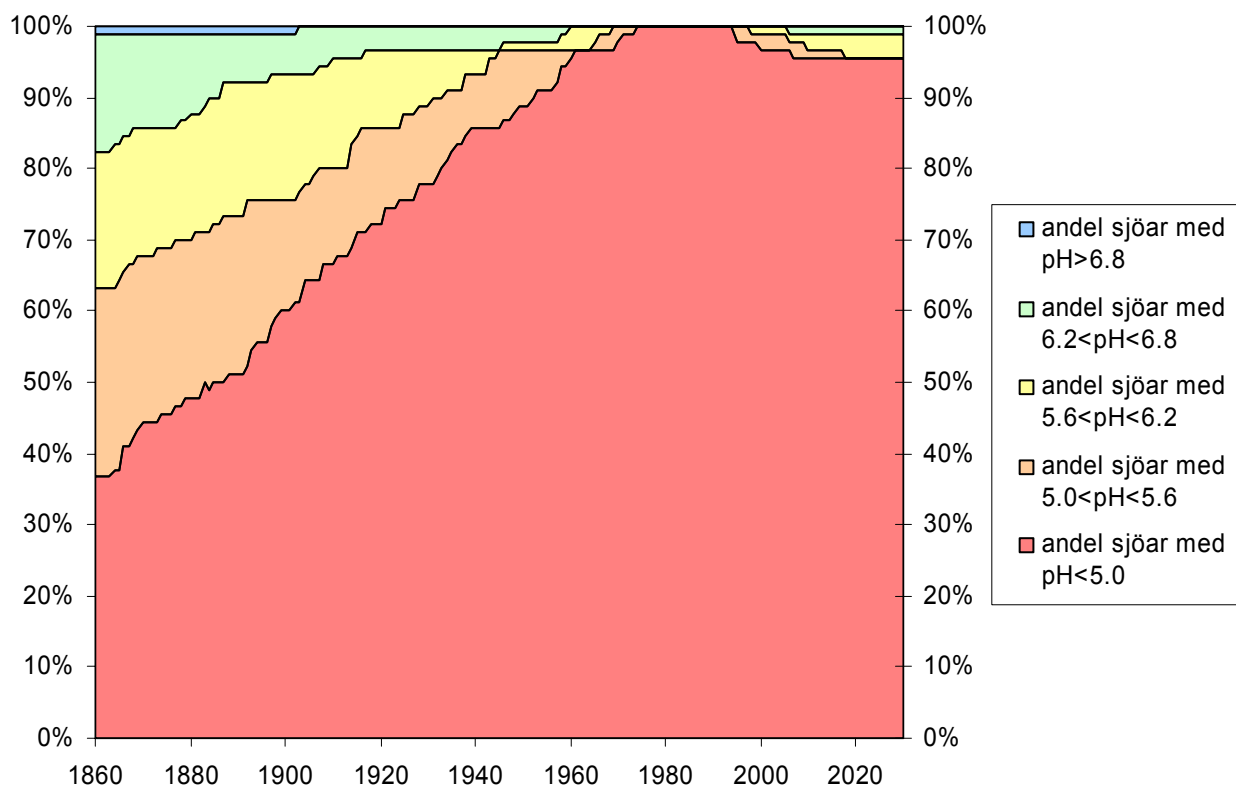
Figur 3.8 Andel av de modellerade sjöarna inom olika klasser för försurningspåverkan under GBG-scenariot.

I figur 3.9 och 3.10 visas vilken andel av de modellerade sjöarna som hamnar i olika tillståndsklasser vid olika år. Figuren visar att det fanns sjöar i de ”sura” klasserna redan i förindustriell tid. Andelen sjöar i dessa klasser ökar under försurningens höjdpunkt för att sedan åter minska, dock utan att komma tillbaka till den förindustriella fördelningen, vare sig för ANC eller pH. I tabell 4 visas de exakta procenttalen för år 2010. Andelen sjöar som kan anses försurande om tröskelvärdet ANC=20 $\mu\text{eq/l}$ används minskar från 99% år 1985 till 97% år 2000 och minskar mycket långsamt därefter. År 2030 är andelen sjöar med ANC<20 $\mu\text{eq/l}$ fortfarande 92%. Andelen sjöar som kan anses försurande om tröskelvärdet ANC=0 $\mu\text{eq/l}$ används minskar från 98% år 1985 till 92% år 2000, 80% år 2010 och 69% år 2030. Observera att 20% av sjöarna enligt MAGIC-modellen hade ANC under 50 $\mu\text{eq/l}$ redan 1860, förmodligen av naturliga skäl, dock hade ingen under 20 $\mu\text{eq/l}$. ANC = 20 $\mu\text{eq/l}$ eller 50 $\mu\text{eq/l}$, används internationellt som gränsvärden för försurning, exempelvis vid beräkning av kritisk belastning för försurning. De anses relevanta för fiskförekomsten (Lien m.fl., 1996).

I tabell 5 visas andelar i klasserna i procent år 2030 för de tre scenarierna. Nedfallsminskningarna i MFR- och bakgrundsscenarierna är stora, vilket gör att många sjöar återhämtar sig, dock inte alls alla. 32% av sjöarna finns kvar i den lägsta ANC-klassen under bakgrundsscenariot, att jämföra med 0% under förindustriell tid (tabell 3). Om man däremot tittar på pH-klassningen är över 90% av sjöarna i den suraste klassen, oavsett scenario, men då har också 37% av sjöarna haft ett så lågt pH-värde även under förindustriell tid (tabell 4 och 5).



Figur 3.9 Andel av sjöarna inom olika ANC-intervall under GBG-scenariot.



Figur 3.10 Andel av sjöarna inom olika pH-intervall under GBG-scenariot, med pH omräknat från ANC.

Tabell 4. Andel av sjöarna inom olika pH- och ANC-intervall under GBG-scenariot år 2010 och år 1860 inom parentes.

Klass	ANC		pH	
	gränser	andel	Gränser	andel
1	>200	0% (2%)	>6,8	0% (1%)
2	50-200	2% (77%)	6,2-6,8	1% (17%)
3	20-50	3% (21%)	5,6-6,2	2% (19%)
4	0-20	14% (0%)	5,0-5,6	1% (27%)
5	<0	80% (0%)	<5,0	96% (37%)

Tabell 5. Jämförelse mellan de olika scenarierna av andelar av sjöarna i olika försurningsklasser år 2030. Klassgränserna är desamma som i figur 3.8 och 3.9 och lägsta klassnumret har högsta pH- respektive ANC-intervallet (se bilaga A).

Klass	ANC			pH		
	GBG	MFR	BG	GBG	MFR	BG
1	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2	2%	4%	4%	1%	2%	3%
3	6%	12%	23%	3%	2%	1%
4	23%	38%	40%	0%	2%	4%
5	69%	46%	32%	96%	93%	91%

4. Slutsatser

Resultaten av modellberäkningarna av sjöar i Hallands län, tillsammans med de data som använts vid modelleringen, visar att:

- Nedfallet av ickemarin S har minskat kraftigt från ca 25,4 kg/ha/år år 1985 (medelvärde) till 7,3 kg år 2000. Nedfallet kommer minska ytterligare till ca 4,9 kg/ha/år i 2010, men beräknas stanna på ungefär den nivån om inte ytterligare utsläpps begränsningar sker.
- Det beräknade förindustriella nedfallet av ickemarin S var ca 0,5 kg/ha/år, den maximala tekniskt möjliga utsläpps begränsningen skulle innebära ett S nedfall av ca 2,3 kg/ha/år (medel för alla sjöarna).
- Det finns inga opåverkade sjöar, både försurning och återhämtning har skett till en viss grad i alla de modellerade sjöarna. De flesta är kraftigt påverkade.
- Medianvärdet av ANC i sjövattnet har sjunkit från 65 $\mu\text{eq/l}$ (medianvärde 1860) med ca 130 $\mu\text{eq/l}$ till 1985. Fram till år 2000 har medianvärdet återhämtat sig med ca 40 $\mu\text{eq/l}$ till ca -29 $\mu\text{eq/l}$, och stiger ytterligare med ca 20 $\mu\text{eq/l}$, men överskrider inte 0 $\mu\text{eq/l}$ om inte det försurande nedfallet minskar mer än väntat.
- Om allt antropogent nedfall gradvis upphör fram till år 2020 skulle ANC relativt snabbt stiga till över 0 $\mu\text{eq/l}$ och på sikt plana ut ca 35 $\mu\text{eq/l}$ under det förindustriella värdet.
- Basmättnadsgraden i marken i avrinningsområdena har sjunkit till en fjärdedel av det förindustriella värdet.
- Markens basmättnadsgrad återhämtar sig inte nämnvärt även om den negativa trenden har saktats ned kraftigt eller t.o.m. brutits. Utebliven stigning av basmättnadsgraden är också anledningen till att ANC i sjöarna inte kommer upp till de förindustriella värdena inom de närmaste århundradena enligt beräkningarna.
- Basmättnaden i marken ökar inte p.g.a. kombinationen av kvarvarande nedfall, skogsbruk och de låga vittringshastigheterna som berggrunden i länet bjuder på.
- När försurningspåverkan bedöms utifrån pH-förändringen (omräknat från ANC förändringen) kommer ca 48% av de modellerade sjöarna år 2010 att ha pH mer än en enhet under 1860 års värde (mycket stor påverkan), 16% att ha en pH-minskning mellan 0,8 och 1 enheter (stor påverkan), 14% att ha en pH-minskning mellan 0,6 och 0,8 enheter (måttlig påverkan), 13% att ha en pH-minskning mellan 0,4 och 0,6 enheter (liten påverkan), och 9% av sjöarna att ha en pH-minskning med mindre än 0,4 enheter (obetydlig påverkan). Dessa gränser är dock preliminära tills de nya bedömningsgrunderna är antagna.
- I Hallands län finns ca 1000 sjöar, varav ca 700 anses försurade. De modellerade sjöarna tillhör de 700 försurade sjöarna, men inte är representativa för dem alla. Det går inte att utgående från de modellerade sjöarna uttala sig om hela länets sjöpopulation.
- Andelen av de modellerade sjöarna som kan anses försurade om tröskelvärdet $\text{ANC}=20 \mu\text{eq/l}$ används är 99% år 1985 och minskar därefter något men är fortfarande år 2030 92%.
- Andelen av de modellerade sjöarna som kan anses försurade om tröskelvärdet $\text{ANC}=0 \mu\text{eq/l}$ används minskar från 98% år 1985 till 92% år 2000, 80% år 2010 och 69% år 2030.
- Ytterligare nedfallsminskningar skulle på sikt kunna innebära minst en halvering av antalet sjöar i den suraste ANC-klassen.

5. Referenser

- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F. (1985a) Modeling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research*, **21(1)**, 51-63.
- Cosby, B.J., Wright, R.F., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. (1985b) Modeling the effects of acid deposition: Estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Research*, **21(11)**, 1591-1601.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F. (1985c) Time scales of catchment acidification: A quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environmental Science and Technology*, **19**, 1144-1149.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Wright, R.F. (2001) Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences*, **5(3)**, 499-517.
- Jenkins, A., Larssen, T., Moldan, F., Posch, M., Wright, R.F. (2002) *Dynamic modelling of surface waters: impact of emission reduction – possibilities and limitations*. ICP Waters Report 70/2002, NIVA, Norway.
- Lien, L., Raddum, G. G., Fjellheim, A., and Henriksen, A. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Sci. Tot. Environ.* **177**: 173-193.
- Länsstyrelsen Halland, 2003. "Miljömål för Hallands län", Meddelande 2003:16 från Länsstyrelsen Halland.
- Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket. 2003. Bara naturlig försurning, Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Rapport 5317.
- Moldan, F., Kronnäs, V., Wilander, A, Karlton, E., and Cosby, B.J., 2004 Modelling acidification and recovery of Swedish lakes. WASP Focus, Volume 4, Nos. 2-3, 2004.
- Hruška, J., Laudon, H., Johnson, C.E., Köhler, S., Bishop, K., 2001 Acid/base character of organic acids in a boreal stream during snowmelt. *Water Resour. Res.* Vol. 37 , No. 4 , p. 1043 (2000WR900290).
- Schibli, H. 2004. Kemisk effektuppföljning i kalkade vattendrag och sjöar inom Hallands län 2003. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 2004:20.

Bilaga A Försurningspåverkansklasser

Klasser

pH

Klass	Tillstånd	Intervall
1	Neutralt till högt pH	>6,8
2	Nära neutralt pH	6,2-6,8
3	Lågt pH	5,6-6,2
4	Mycket lågt pH	5,0-5,6
5	Extremt lågt pH	<5,0

Buffertkapacitet - Alkalinitet och ANC

Klass	Tillstånd	Intervall
1	Hög buffertkapacitet	>200
2	Måttlig buffertkapacitet	50-200
3	Låg buffertkapacitet	20-50
4	Mycket låg buffertkapacitet	0-20
5	Extremt låg buffertkapacitet	<0

Försurningspåverkan

	pH minskning
Obetydlig påverkan	< 0,4
Liten påverkan	0,4 - 0,6
Måttlig påverkan	0,6 - 0,8
Stor påverkan	0,8 - 1,0
Mycket stor påverkan	> 1,0

Beskrivning av pH-beräkningen

(Jens Fölster, SLU pers. comm.)

Översättningen av ANC-förändringen till pH-förändring bygger på kemiska jämviktsekvationer och jonbalansvillkor. TOC sätts till samma för nutid och förindustriellt tillstånd. Kolsyratrycket sätts till 4 ggr bakgrunds halten i atmosfären. Detta grundar sig på beräkningar av kolsyratrycket i referenssjöar och Riksinventeringar där kolsyratrycket igenomsnitt varierar mellan 4 och 6 ggr atmosfärens kolsyratryck. De organiska syrorna beräknas med en enkel modell, OTM (Oliver, 1983, modifierad av Köhler 1999). Beräkningen går till enligt följande:

Man sätter ett värde på pH och beräknar ANC enligt ekv 1. Om det beräknade ANC-värdet avviker mer än 0,1 $\mu\text{eq/l}$ prövar man sig fram genom iteration tills man finner det pH där ekvationen stämmer.

$$\text{ANC}(\text{pH}) = \text{OH}^- + \text{HCO}_3^- + 2 * \text{CO}_3^{2-} + \text{RCOO}^- - \text{H}^+ \quad (\text{ekv 1})$$

Där

$$\begin{aligned} \text{H}^+ &= 10^{-\text{pH}} \\ \text{OH}^- &= (10^{-\text{pK}_w}) / \text{H}^+ \\ \text{HCO}_3^- &= k_1 * k_h * \text{pCO}_2 / \text{H}^+ \\ \text{CO}_3^{2-} &= \text{HCO}_3^- * k_2 / \text{H}^+ \end{aligned}$$

Konstanterna är:

$$\begin{aligned} k_h &= 10^{-1,45} \\ k_1 &= 10^{-6,35} \\ k_2 &= 10^{-10,33} \\ \text{pK}_w &= 14 \end{aligned}$$

RCOO^- beräknas enligt:

$$\text{RCOO}^- = \text{sitedens} * \text{DOC} * k_{\text{Org}} / (k_{\text{Org}} + \text{H}^+)$$

där

$$\text{sitedens} = 8$$

och

$$k_{\text{Org}} = 10^{-(\text{oliver1} + \text{oliver2} * \text{pH} + \text{oliver3} * \text{pH}^2)}$$

med konstanterna:

$$\begin{aligned} \text{oliver1} &= 0,96 \\ \text{oliver2} &= 0,9 \\ \text{oliver3} &= -0,039 \end{aligned}$$