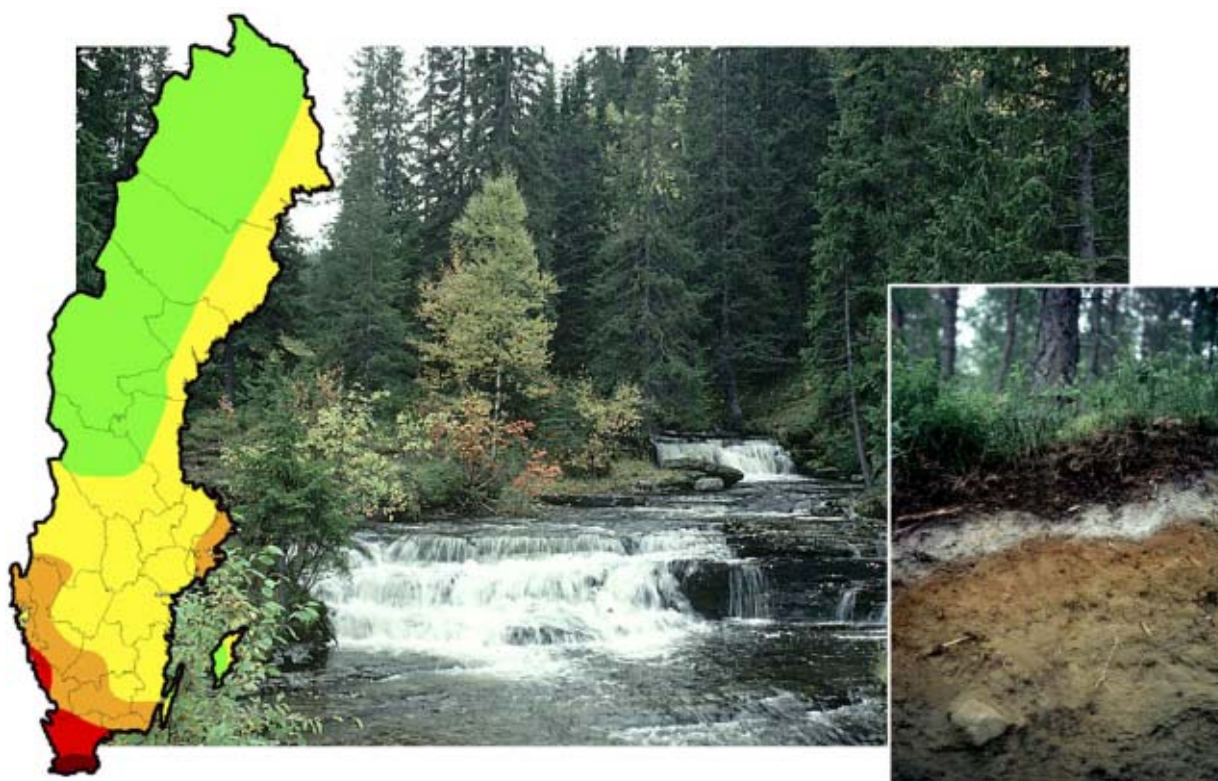


Temaserie:
MARKFÖRSURNING & MOTÅTGÄRDER

Urvalskriterier för bedömning av markförsurning



Jon-Petter Gustafsson, Erik Karlton, Ulla Lundström, Olle Westling

© Skogsstyrelsen november 2001

Projektledare

Hans Wickström, Skogsstyrelsen

Författare

Jon-Petter Gustafsson, KTH, Avd för mark- och vattenresurser, Stockholm

Erik Karlton, SLU, Inst för skoglig marklära, Uppsala

Ulla Lundström, Mitthögskolan, Inst för kemi- och processteknologi, Sundsvall

Olle Westling, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Aneboda

Fotografer

© Michael Ekstrand

© Jan-Erik Lundmark

Karta, IVL (krondropps nätet). Total svaveldeposition i barrskog 1998-99

Layout

Barbro Fransson

Papper

brilliant copy

Tryck

JV, Jönköping

Upplaga

300 ex

ISSN 1100-0295

BEST NR 1689

Skogsstyrelsens förlag
551 83 Jönköping

Urvalskriterier för bedömning av markförsurning

Innehållsförteckning

Skogsstyrelsens förord	1
<i>Urvalskriterier för bedömning av markförsurning</i>	2
<i>”Markförsurning & Motåtgärder” – en temaserie</i>	2
Författarnas förord	4
Sammanfattning	5
Bakgrund	6
Bedömning av nutida försurningseffekter med mark- och vattenkemisk information	8
<i>Metoder för bedömning av surhetsgrad</i>	9
pH(H ₂ O) i B-horisonten.	9
pH(H ₂ O) i C-horisonten.	9
pH(CaCl ₂) i B- eller C-horisonten.....	9
<i>Metoder för bedömning av aluminiumstatus</i>	9
Utbytbart aluminium.	9
Löst aluminium i markvattnet.	9
Pyrofosfatlösligt aluminium och kol.	10
Oorganiskt aluminium i ytvatten.	10
<i>Metoder för bedömning av näringsstatus och vittring</i>	11
Basmättnadsgrad.	11
Vittringsberäkningar.....	11
C/N-kvoten.....	11
Bedömning av starksyradeposition och biomassaskörd	13
Försurningskänslighet enligt Naturvårdsverket	14
Bedömning av framtida trender för svaveldeposition	17
Tidigare föreslaget kriterium i samband med åtgärdsprogram	18
Mot bättre urvalskriterier för markförsurning	21
<i>Alternativ 1. ”Billigt men grovt”</i>	22
<i>Alternativ 2. ”Dyrare men bättre”</i>	24
<i>Alternativ 3. ”Dyrast men bäst”</i>	24
Referenser	25

Skogsstyrelsens förord

I början av 1980-talet inledde Naturvårdsverket ett forsknings- och utvecklingsarbete kring skogsmarkskalkning i syfte att pröva olika åtgärder för att motverka försurningens effekter på skog, mark, i grundvatten samt på flora och fauna. År 1989 uppdrog dåvarande Miljö- och energidepartementet åt Skogsstyrelsen att under en treårig försöksperiod planera och utveckla beredskap för kalknings- och vitaliseringsinsatser i skogsmark. Försöksperioden har därefter förlängts med ett år i taget. Skogsstyrelsen har således bedrivit försöksverksamhet kring åtgärder mot markförsurning under drygt tio år.

År 1997 presenterade Skogsstyrelsen ett förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering av skogsmark. En miljökonsekvensbeskrivning över förslaget togs fram år 1999 (Skogsstyrelsen Rapport 1-1999). Samma år gav regeringen Skogsstyrelsen, Naturvårdsverket och länsstyrelserna i uppdrag att beskriva hur ett integrerat kalknings- och vitaliseringsprogram för mark och vatten i sydvästra Sverige bör utformas. Uppdraget redovisades som en del i "Nationell plan för kalkning av sjöar och vattendrag 2000-2009" (Naturvårdsverket, Dnr. 723-981-98).

1999 antogs de nationella miljö kvalitetsmålen av riksdagen. Häri anges att målen ska vara uppnådda inom 20-25 år. Flera av de 15 miljö kvalitetsmålen har kopplingar till effekter av markförsurning samt till eventuella åtgärder mot försurning, till exempel "Bara naturlig försurning", "Levande skogar", "Levande sjöar och vattendrag", "Begränsad klimatpåverkan", "Grundvatten av god kvalitet", "Ingen övergödning", "Myllrande våtmarker" samt "God bebyggd miljö". I april 2001 lade regeringen fram propositionen Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier (Prop. 2000/01:130).

Under år 2000 påbörjade Skogsstyrelsen en revidering av 1997 års förslag till åtgärdsprogram mot bakgrund av miljökonsekvensbeskrivningen, remissvaren på miljökonsekvensbeskrivningen, arbetet med samordning med ytvattenkalkning och de nationella miljö kvalitetsmålen. Under arbetet med revideringen har diskussioner förts med Skogsstyrelsens referensgrupp för kalkning och vitalisering¹. För att få ett så bra beslutsunderlag för revideringen som möjligt initierade Skogsstyrelsen en bred sammanställning av kunskapsläget. Ett trettiotal forskare har i detta arbete varit engagerade i att ta fram nio rapporter som behandlar olika aspekter av markförsurnings- och åtgärdsproblematiken. Föreliggande rapport ingår i denna rapportserie.

Få frågor i skogsbruket har debatterats så flitigt under 1990-talet som markförsurningens effekter och behovet av motåtgärder. Många forskare, politiker, journalister och andra skogs- och miljöintresserade har engagerat sig och många har haft synpunkter på Skogsstyrelsens förslag till åtgärder. När vi utformat det nya åtgärdsprogrammet (Skogsstyrelsen Meddelande 2001:4) har vi försökt att värdera och väga in de argument som framförts i denna debatt. Framtagandet av rapport-

¹ Skogsstyrelsen referensgrupp: Stefan Bucht (Sydved, fr.o.m. 2000), Lars Edner (Södra Energi), Jan Fransson (SVS Västra Götaland, t.o.m. 2000), Ragnar Friberg (Stora Enso, t.o.m. 1999) Peringe Grennfelt (IVL), Jan Erik Lundmark (Assidomän), Anna Marntell (SVS Västra Götaland, fr.o.m. 2000), Bengt Nihlgård (Lunds universitet), Hans-Örjan Nohrstedt (SkogForsk, nu:Formas), Mats Olsson (SLU), Tryggve Persson (SLU), Per Pettersson (SNF), Klas Österberg (Naturvårdsverket).

serien har skett i syfte att belysa de mest debatterade frågeställningarna. Skogsstyrelsens ambition har varit att se problematiken med markförsurning och näringsobalanser i ett helhetsperspektiv där hänsyn tas både till skogspolitikens miljö- och produktionsmål samt till andra i detta sammanhang relevanta samhälls- och miljömål.

Urvalskriterier för bedömning av markförsurning

I Skogsstyrelsens tidigare förslag till åtgärdsprogram användes pH i mineraljorden som urvalskriterium (åtgärd vid pH lägre än 4,5, 20-30 cm ner i mineraljorden). Detta kriterium är inte tillfredsställande. Det finns flera tänkbara kriterier som skulle kunna användas var och en för sig eller kombinerat. Det är nödvändigt att ha koncisa bedömningsgrunder. Bedömningarna kommer troligen att ske avrinningsområdesvis. Det är angeläget att få en bra beskrivning av olika kriterier som är tänkbara för att bedöma markförsurningssituationen och åtgärdsbehovet samt att få en bedömning avseende rimligheten av olika kriterier. I föreliggande rapport diskuteras dessa frågeställningar. Författarna ansvarar ensamma för innehållet. Författarna är följande:

Jon-Petter Gustafsson, Avd. f. mark- och vattenresurser, KTH, Stockholm

Erik Karlton, Inst. f. skoglig marklära, SLU, Uppsala

Ulla Lundström, Inst. f. kemi- och processteknologi, Mitthögskolan, Sundsvall

Olle Westling, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Aneboda

”Markförsurning & Motåtgärder” – en temaserie

I tabellen på nästa sida listas temaseriens rapporter och författare. Rapporterna kommer att publiceras under hösten 2001 och kan beställas från Skogsstyrelsens förlag (telefon: 036-15 55 92, e-post: sksforlag.order@svo.se) eller laddas ner från Internet (pdf-fil): (<http://www.svo.se/forlag/forlag.htm>).

Göran Örlander
enhetschef

Hans Wickström
projektledare

Rapporter och författare inom Skogsstyrelsens temaserie "Markförsurning & Motåtgärder", rapportörer markerade med kursiv stil.

Rapport nr.	Titel	Författare
11A/2001	Strategier för åtgärder mot markförsurning	<i>Olle Westling, IVL</i> <i>Reiner Giesler, SLU</i>
11B/2001	Markförsurningsprocesser	<i>Ulf Skyllberg, SLU</i> <i>Gunnar Jacks, KTH</i> <i>Olle Westling, IVL</i>
11C/2001	Effekter på biologisk mångfald av markförsurning och motåtgärder	<i>Håkan Pleijel, Göteborgs universitet</i> <i>Sven Bråkenhielm, SLU</i> <i>Lars Ericson, Umeå universitet</i> <i>Roger Finlay, SLU</i> <i>Tomas Hallingbäck, Artdatabanken</i> <i>Helene Lundkvist, SLU</i> <i>Andy Taylor, SLU</i>
11D/2001	Urvalskriterier för bedömning av markförsurning	<i>Jon-Petter Gustafsson, KTH</i> <i>Erik Karlun, SLU</i> <i>Ulla Lundström, Mitthögskolan</i> <i>Olle Westling, IVL</i>
11E/2001	Effekter på kvävedynamiken av markförsurning och motåtgärder	<i>Lars Högbom, SkogForsk</i> <i>Hans-Örjan Nohrstedt, SkogForsk</i> <i>Tryggve Persson, SLU</i>
11F/2001	Effekter på skogsproduktion av markförsurning och motåtgärder	<i>Ulf Sikström, SkogForsk</i> <i>Arne Albrektsson, SLU</i> <i>Torgny Näsholm, SLU</i> <i>Johan Bergh, SLU</i>
11G/2001	Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder	<i>John Munthe, IVL</i> <i>Karl Johan Johansson, SLU</i> <i>Ulf Skyllberg, SLU</i> <i>Germund Tyler, Lunds universitet</i>
11H/2001	Effekter av olika kalk/askdoser på försurningsituationen i skogsmark	<i>Bengt Nihlgård, Lunds universitet</i> <i>Torbjörn Nilsson, SLU</i> <i>Olle Westling, IVL</i>
11I/2001	Trädslagets inverkan på försurningsituationen	<i>Helene Lundkvist, SLU</i> <i>Agnetha Alriksson, SLU</i> <i>Tord Johansson, SLU</i> <i>Bengt Nihlgård, Lunds universitet</i> <i>Mats Olsson, SLU</i>

Författarnas förord

1997 lämnade Skogsstyrelsen till regeringen ett förslag på åtgärdsprogram mot markförsurning. Därefter lät SKS en forskargrupp på SLU (inst. f. skoglig marklära) göra en MKB av programmet (SKS RAPPORT 1/1999). Mot bakgrund av denna, av dithörande remissvar samt av diskussioner med SKS referensgrupp för kalkning och vitalisering beslutade Skogsstyrelsen att under år 2000 revidera åtgärdsprogrammet. För att förbättra beslutsunderlaget initierades utarbetandet av tio temarapporter. Föreliggande rapport om urvalskriterier för markförsurning är en av dessa temarapporter.

I uppdraget till författarna ingick att beskriva olika kriterier som finns för att bedöma markförsurningssituationen, vilka kriterier som skulle kunna användas för att bedöma försurningssituationen, och hur marker med åtgärdsbehov skulle kunna identifieras.

Utgångspunkten för arbetet var att hitta urvalskriterier som kan identifiera marker som löper risk att förbli försurade och därmed inte återhämtas över ett medellångt tidsperspektiv (20-25 år). Som underlag för detta arbete har relevant mark- och atmosfärskemisk information inhämtats. Speciellt värdefull har Ståndortskarteringens material från den pågående inventeringen 1993-2002 visat sig vara. Det är viktigt att framhålla att det knappast går att finna de "ideala" urvalskriterierna, som förenar god precision i bedömningen av åtgärdsbehov med begränsade ekonomiska resurser. Vi har i arbetet därför valt att diskutera olika alternativa urvalskriterier, som skiljer sig åt något när det gäller precision och ekonomiska ramar.

Jon-Petter Gustafsson

Erik Karlton

Ulla Lundström

Olle Westling

Sammanfattning

Denna rapport behandlar olika tänkbara urvalskriterier som skulle kunna användas för att bedöma försurningstillstånd och möjliga åtgärdsbehov i skogsmark. Det visas att urvalskriterier som enbart baseras på pH-mätning i den översta delen av B-horisonten inte utgör ett rättvisande underlag för framtida åtgärder. De marker där det föreligger risk för kvardröjande markförsurning över ett medellångt tidsperspektiv (20-25 år), är i stället de där pH är lågt, löst aluminium i mark- och ytvatten är högt, nuvarande S-deposition hög och boniteten hög. Urvals-

kriterier som baseras på en sådan kombination av egenskaper förordas i denna rapport.

Mätning av pH i C-horisonten utgör en klart bättre, fast dyrare, metod att bedöma den antropogent orsakade surhetsgraden, jämfört med pH i den översta delen av B-horisonten.

Beroende på ekonomi och analysresurser kan olika ambitionsnivåer väljas för urvalskriterierna. Vi har skissat på tre olika nivåer, som i olika hög grad beaktar mark- och ytvattens aluminiumkoncentration.

Bakgrund

Skogsstyrelsen avser att motverka och förebygga en fortsatt djupgående försurning i skogsmark genom riktade kalknings- och vitaliseringsåtgärder. För att prioritera och kvantifiera åtgärdsbehoven behövs urvalskriterier för att bedöma omfattningen av markförsurningen. Åtgärdernas syfte och inriktning styr vilken typ av kriterier som bör användas. Temarapport 1 beskriver olika åtgärdsstrategier som är tänkbara beroende på vilken försurningseffekt som skall motverkas. I rapporten hävdas att det inte finns något akut behov av att snabbt skydda skogsträdens tillväxt och vitalitet. Problemet är istället den långsiktiga markutvecklingen efter det att luftföroreningarnas påverkan minskat. Enligt de formulerade miljökvalitetsmålen skall väsentliga förbättringar uppnås med avseende på försurningsläget i mark och vatten inom en generation (20-25 år). Detta förutsätter en återhämtning av antropogent försurade skogsmarker så att miljömålen för mark och vatten uppfylls. Om en utebliven eller ofullständig återhämtning kan befaras kan det motivera åtgärder utöver redan vidtagna eller planerade utsläppsminskningar av luftföroreningar, t.ex. ytterligare utsläppsminskningar, kalkning och vitalisering av skogsmark, eller anpassningar inom skogsbruket. Urvalskriterierna för markförsurning, som presenteras i denna rapport, syftar till att beskriva utbredningen av antropogent försurad skogsmark där en naturlig återhämtning kan bedömas som otillräcklig.

Enligt Skogsstyrelsens nuvarande åtgärdsprogram styrs prioriteringen av åtgärdsbehov av underlag i form av depositionsdata och olika redovisningar av försurningsläget och försurningskänslighet. För att bedöma försurningsläget måste något objektiva kriterium användas. I det nuvarande åtgärdsprogrammet används kriteriet att pH-värdet på 20-30 cm:s djup i mineraljorden "inte bör understiga" 4.5. Som vi återkommer till

nedan bedömer vi att detta är ett otillräckligt kriterium.

Det finns åtminstone fyra viktiga källor till försurning i skogsekosystem:

- Deposition av starka syror från nederbörden ("surt regn")
- Skörd av biomassa (detta leder till nettotillförsel av syra).
- Upplagring av humus
- Sulfidoxidation i utströmningsområden (under torrperioder).

Alla fyra faktorer förstärker den sammanlagda försurningseffekten. Sulfidoxidation är begränsad i sin karaktär till arealen och i tiden, medan humusupplagring i det här avseendet får anses som en naturligt försurande process i en ståndort. Försurningsgraden i mark- och ytvatten i skogsområden har ofta en stor säsongsvariation som beror på hydrologiska faktorer, men även på deposition av havssalt. Depositionen försurar inte marken men genom jonbyte kan låga pH-värden och höga halter av oorganiskt aluminium uppträda i avrinnande vatten under en viss tid i områden med försurad skogsmark. Denna effekt måste också värderas vid bedömningar av "acceptabel" markförsurning, framför allt i sydvästra Sverige.

Återhämtningen från försurning kan i första hand befaras vara otillräcklig i marker där summan av tidigare och framtida nettoförsurning från starksyradeposition och biomassaskörd är stor. Ett lämpligt kriterium är därför ett som integrerar vetenskap om nutida försurningseffekter (t.ex. pH och / eller annan markkemisk information), med bedömningar av den framtida försurningsbelastningen genom starksyradeposition och biomassaskörd. Även om utsläppen av luftföroreningar sannolikt kommer att minska ytterligare fram till år 2010 kommer belastningen att vara förhöjd i främst södra Sverige.

I denna rapport behandlas kalkningseffekter och försurningsmekanismer upp endast mycket kortfattat, eftersom de detaljerat beskrivs i MKB:n för skogsmarkskalkning (Johansson m.fl., 1999) och i andra delrap-

orter. Betoningen har lagts på mätningar, som kan användas som urvalskriterier, och dessas informationsvärde. På slutet illustreras vad olika kombinationer av urvalskriterier kan utmytna i.

Bedömning av nutida försurningseffekter med mark- och vattenkemisk information

Det finns ett antal olika markkemiska parametrar som kan användas för att bedöma försurningstillståndet. Flera av dessa parametrar återspeglar på något sätt markvattnets pH och aluminiumkoncentration. Detta är naturligt eftersom det är vätejoner och alu-

miniumjoner som tillsammans avgör markvattnets totala buffertkapacitet, ANC (se nedanstående ruta hämtad ur Gustafsson m.fl., 2000a). ANC anses allmänt som det bästa tillgängliga måttet på försurning (se även Warfvinge & Bertills, 2000).

Begreppet ANC

Analogt med begreppet alkalinitet kan man definiera en parameter som säger något om vattnets totala buffringskapacitet, d.v.s. inte bara den som kommer från kolsyrasystemet. Det är framför allt aluminiumsystemets olika species som är viktigt, men även organiska syror bidrar till buffringen. Det begrepp man brukar använda sig av är ANC, syraneutraliserande kapacitet (eng. acid-neutralizing capacity). ANC definieras så här:

$$\text{ANC} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{R-COO}^-] - [\text{H}^+] - 3[\text{Al}^{3+}] - 2[\text{AlOH}^{2+}] - [\text{Al}(\text{OH})_2^+]$$

Här står $[\text{R-COO}^-]$ för ekvivalentkoncentrationen organiska anjoner i mmol_e / l, vilken kan uppskattas empiriskt från t.ex. Oliver's ekvation. Minustecknen framför aluminiumformerna kommer sig av att löst Al fungerar som en svag syra: Om man höjer pH genom att tillsätta OH⁻ kommer Al³⁺ att falla ut som Al(OH)₃(s), till vilket det går åt 3OH⁻; för att fälla ut en AlOH²⁺ (som redan har en OH⁻) räcker det med 2OH⁻, o.s.v. Löst aluminium bidrar därför med en basneutraliserande, eller negativ syraneutraliserande kapacitet.

I sura vatten är termen 3[Al³⁺] ofta den enskilt viktigaste, vilket leder till att ANC kan ha stora negativa värden. Då pH > ca 4.5 i B-horisonten är Al(OH)₃(s) oftast en löslighetsreglerande utfällning (se t.ex. Gustafsson m.fl., 1998). I dessa fall är pH och löst Al internt korrelerade ($\log \{\text{Al}^{3+}\} + 3\text{pH} = \text{konstant}$), och båda parametrarna ger i princip en likvärdig bild av ANC. Då Al(OH)₃(s) ej är stabilt, d.v.s. i starkt sura jordar, föreligger inte denna korrelation. Om termen 3[Al³⁺] > [H⁺] är löst aluminium en bättre indikator för ANC i sådana jordar, annars tvärtom.

Tabell 1. Metodik för bestämning av parametrar som beskrivs i denna rapport.

Parameter	Allmänt tillvägagångssätt	Mer information
pH(H ₂ O)	5 g jord skakas med 25 ml avjoniserat vatten	Karltun (2000)
pH(CaCl ₂)	5 g jord skakas med 25 ml 0.01 M CaCl ₂	Karltun (2000)
Utbytbar aluminium	10 g jord skakas med 100 ml 1 M KfI	Karltun (2000)
Löst aluminium med centrifugering	Markprover provas med cylinder och centrifugeras (14000 rpm i 30 min) för erhållande av markvatten. Oorganiskt aluminium och/eller total-aluminium bestäms på vattnet.	Lundström m.fl. (1998)
Pyrofosfatextraherbart Al och C	2 g jord skakas med 200 ml Na ₄ P ₂ O ₇ i 16 h	Van Reeuwijk (1995)
Basmättnadsgrad	$= \frac{\sum [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{Na}^+]}{\text{CEC}} \cdot 100$, där baskatjonerna extraheras med 1 M NH ₄ Oac (pH 7.00). CEC är summan av de utbytbara baskatjonerna och den utbytbara aciditeten, som bestäms med samma metod	Karltun (2000)
C/N-kvot i mårskikt	Totalhalt C och N bestäms på malda, torra prover med CNS-analysator	Karltun (2000)

Metoder för bedömning av surhetsgrad

pH(H₂O) i B-horisonten.

Denna analys kan sägas ge en god ögonblicksbild över surhetsgraden i jonsvaga markvatten. Den är dessutom enkel och relativt billig att utföra. Poängen med att mäta pH(H₂O) i B-horisonten är att humusämnen, vilka oftast dominerar markens syrarbasemi i de ytliga horisonterna, inte är speciellt viktiga för pH längre ned i marken. I starkt sura B-horisonter (pH < 4.5) är dock pH(H₂O) ofta mindre relevant för bedömning av markvattnets surhetstillstånd, i enlighet med vad som sägs i ovanstående ruta om ANC.

I de flesta analysprogram, t.ex. i ståndortskarteringen, mäts pH på lufttorkade jordprover vid rumstemperatur. Detta pH-värde kan ofta skilja sig någon tiondels enhet från de som uppmäts under fältmässiga förhållanden. Detta beror på flera olika faktorer. I sura jordprover från B-horisonten (pH < 5) är pH i fält vanligen något högre än det som uppmäts i laboratorium, vilket dels kan bero på torkningseffekter och dels på temperaturberoendet för upplösning av aluminiumutfällningar. Samtliga pH-värden i denna rapport förutsätts vara uppmätta i rumstemperatur.

pH(H₂O) i C-horisonten.

Eftersom mycket få humusämnen tränger ned i den ”opåverkade” C-horisonten på 50-100 cm:s djup, är pH där i stort sett opåverkat av humusämnen. Detta betyder att pH(H₂O) i C-horisonten bör kunna ge en mycket god indikator på risk för försurning av grundvatten och nedströms liggande ytvatten. I ett stort forskningsprojekt där 25 jordprofiler specialstuderades visade det sig att pH(H₂O) i C-horisonten var en av de parametrar som bäst återspeglade starksyradepositionen (Karlton, 1995). Mätningen finns även med i Ståndortskarteringen från och med omdrevet 1993-2002. Provet tas

där på ett fixt djup av 60 cm räknat från mineraljordens övre kant.

pH(CaCl₂) i B- eller C-horisonten.

Att mäta pH i CaCl₂ anses ofta ge ett bättre mått på markvattnets pH (jämfört med pH(H₂O)) i brukad jord. I skogsmark ger mätningen oftast några tiondels enheter lägre värden än fält-pH. Detta beror på att Cationer i saltlösningen ersätter en del aciditet (väte- och aluminiumjoner) på partikelytor. Detta ger ett nettotillskott av vätejoner i den suspension som mäts.

En fördel med pH(CaCl₂) jämfört med pH(H₂O) är att den är tekniskt enklare eftersom den jonstarka lösningen ger stabila pH-mätningar. Dock är mätresultatet förmodligen i ännu högre grad beroende av humusämnen och lermineral; närvaro av dessa ger ett lägre pH-värde. Därigenom är kopplingen till markvattnets ANC ganska oklar. Mätningen ingår i Ståndortskarteringen.

Metoder för bedömning av aluminiumstatus

Utbytbart aluminium.

Dominerar den utbytbara aciditeten, se föregående punkt. Ger en indikation på förrådet lättlösligt aluminium på markens partikelytor, men har ingen direkt relation till aluminiumkoncentrationen i markvattnet. Höga halter utbytbart aluminium kan därför förekomma även i jordar med högt pH (t.ex. i finkorniga moräner i Jämtland med hög lerhalt och mycket organiskt material).

Löst aluminium i markvattnet.

Ett viktigt mål inom Skogsstyrelsens nuvarande åtgärdsprogram är att minska skogsmarkens läckage av aluminium. En indikator på detta är aluminiumhalten i markvattnet i B-horisonten. Aluminium är också ett bra mått på markvattnets allmänna surhetstillstånd, speciellt i starkt sura vatten (se ovanstående ruta om ANC).

Aluminium kan mätas på två sätt; det enklaste är att mäta halten total-Al direkt på markvattnet. En något krångligare men ännu bättre analys är att mäta halten oorganiskt Al, som ger den ”toxiska” delmängden Al, vilken i stort sett motsvarar det aluminium som inte är komplexbundet till organiska syror. Provtagning av markvatten, som kan ske genom lysimeterteknik eller centrifugering av färsk jordprover, är dock relativt komplicerad. Dessutom finns det ingen svensk standard för analys av oorganiskt aluminium. De två mest använda är Driscoll's jonbyttarmetod (Driscoll, 1984) och Clarke's oxinmetod med FIA (Clarke m.fl., 1992). Den förstnämnda används i Skogsårdsorganisationens permanenta observationsytor på ca 130 platser i landet; den senare har använts bl.a. av Lundström m.fl. (1998) och av Simonsson & Berggren (1998). Berdén m.fl. (1994) erhöll jämförbara resultat med de två metoderna, men senare resultat antyder att Clarke's metod oftast ger lägre värden för oorganiskt aluminium (Lundström och Westling, opublicerade resultat).

Pyrofosfatlösligt aluminium och kol.

Genom att extrahera jorden med natriumpyrofosfat kan en uppfattning fås om det organiskt komplexbundna aluminiumförrådet (pyrofosfatextraherbart aluminium, Al_p) i förhållande till mängden reaktiv humus (pyrofosfatextraherbart kol, C_p). Den molära Al_p / C_p -kvoten har befunnits vara en utmärkt indikator för aluminiumlöslighet (Simonsson & Berggren, 1998; Gustafsson m.fl., 2000b). Dessa författare använde de översta 5 cm av B-horisonten av Ståndortskarteringens material i sin studie. Då kvoten väsentligt understiger 0.1 är humusen inte ”mättad” med avseende på aluminium vilket leder till en låg aluminiumlöslighet vid ett visst pH. Under dessa förhållanden kan markvattnets Al^{3+} -aktivitet uppskattas med hjälp av följande empiriska samband:

$$\log\{Al^{3+}\} = 8.02 + 3.46 \cdot \log(Al_p/C_p) - 2pH$$

; här anges Al_p och C_p i mol / kg jord. En Al_p / C_p -kvot på 0.1 eller högre indikerar jämvikt med aluminiumhydroxid och därmed större risk för aluminiumläckage vid ett visst pH. Då styrs Al-aktiviteten istället av följande samband:

$$\log\{Al^{3+}\} = \log *K_s - 3pH$$

; $*K_s$ är en jämviktskonstant som beror av temperaturen. Vid 20°C (vilket är relevant då pH-mätning genomförs på laboratorium) är $\log *K_s = 8.6$. Vid 8°C (fältförhållanden) är $\log *K_s = 9.4$. Koncentrationen oorganiskt aluminium (i mol / l) är ofta ungefär dubbelt så hög som Al^{3+} -aktiviteten. Den precisa omräkningsfaktorn kan fås genom konventionell kemisk jämviktsmodellering, där jonstyrkeeffekter och oorganiska komplex (särskilt sulfat- och hydroxokomplex) beaktas.

Extraktionsmetoden ingår ej i Ståndortskarteringen men är en välkänd markkemisk extraktion. Analyskostnaderna är relativt höga, väsentligt högre än för pH-analys, men kan ge viktig kompletterande information rörande risken för Al-läckage.

Oorganiskt aluminium i ytvatten.

Då det framför allt är i ytvatten som aluminium har sin toxiska effekt (se t.ex. Gensemer & Playle, 1999) kan det anses naturligt att utgå från det oorganiska, toxiska, aluminiumet i skogsekosystemens sjö / bäckvatten som ett kriterium för åtgärder i skogsmark (Bydén m.fl., 1997). Det finns en konceptuellt viktig skillnad mellan mätning av aluminium i mark- och i ytvatten. Den förstnämnda analysen indikerar *exporten av aluminium från skogsmarkens rotzon*, och den andra *tillförseln av aluminium till ytvatten*. Dessa två beskrivningar stämmer ofta överens, men inte alltid. Till exempel kan processer i utströmningsområden leda till att exporterat aluminium ändå inte tillförs ytvatten i någon större grad. Å andra sidan går det att tänka sig motsatsen, nämligen att andra processer i utströmningsområden (t.ex. sulfidoxidation) orsakar ett ökat utflöde av Al i ytvattent,

trots att bidraget från omkringliggande skogsmark är litet. Den sistnämnda omständigheten gör att mätningen alltid behöver kompletteras med markkemisk information för att avgöra surhetstillståndet avrinningsområdesvis.

En fördel med mätningen är att provtagningen inte behöver bli så omfattande, detta eftersom mätning i ett vattendrag kan sägas ge ett integrerat mått på surhetstillståndet i det omgivande avrinningsområdet.

I studien av Bydén m.fl. (1997) framförs förslaget att kvoten mellan baskatjoner och aluminium bör ingå som ett urvalskriterium. Gensemer & Playle (1999) redovisar också många studier där kalcium befunnits moderera de toxiska effekterna av aluminium hos fisk och alger.

Metoder för bedömning av näringsstatus och vittring

Basmättnadsgrad.

I Ståndortskarteringens material beräknas denna parameter enligt följande:

$$\frac{\Sigma UBC}{\Sigma UBC + UAc} \cdot 100 \quad (\%)$$

där ΣUBC betecknar summan av utbytbara baskatjoner (Ca + Mg + K + Na) extraherade med ammoniumacetat vid pH 7, medan UAc är den utbytbara aciditeten ($H^+ + Al^{3+}$) extraherad med kaliumklorid. Det visar sig ofta att basmättnadsgraden är mycket väl korrelerad med pH, vilket är naturligt eftersom baskatjonerna i lägre grad adsorberas till partikelytor vid lågt pH, medan ytbundet Al^{3+} och H^+ ökar. Basmättnadsgraden tolkas ibland som ett index på tillgängligheten av baskatjoner. Detta är i grunden felaktigt eftersom basmättnadsgraden endast säger nå

got om fördelningen mellan baskatjoner och aciditet på ytorna och inte har någon direkt relation till koncentrationen baskatjoner i markvattnet.

Basmättnadsgraden används ofta som en indikator på markens surhetsstillstånd; ju lägre basmättnadsgrad, desto surare. Det stämmer dock inte alltid. I markens ytliga horisonter, inklusive översta delen av B-horizonten, kan basmättnadsgraden trots lågt pH vara ganska hög. Detta beror mest på att dessa horisonters partikelytor är mindre "mättade" på aluminium. Bestämningar av basmättnadsgrad är väsentligt dyrare än pH-bestämning, men parametern ingår i Ståndortskarteringens analysprogram.

Vitringsberäkningar.

Markens försurningskänslighet kan direkt uppskattas då kunskap finns om vittringshastigheten, som i sin tur avgörs av ett antal faktorer där markmineralogi, klimat och biotiska faktorer är de viktigaste. Genom modellen PROFILE (Warfvinge & Sverdrup, 1992) kan vittringshastigheten bestämmas och speciellt känslig mark identifieras. Vitringshastigheten kan också uppskattas genom budgetberäkningar, strontiumisotoper, samt genom bestämning av historisk vittring. Samtliga metoder har åtskilliga för- och nackdelar vilka ej redogörs för i denna rapport. Problemet med vittringsuppskattningar på avrinningsområdesnivå är att tillförlitliga vittringsberäkningar kräver ganska detaljerad information (markmineralogisk, biologisk, hydrologisk) vilken är dyrbar och komplicerad att samla in.

C/N-kvoten.

Den s.k. C/N-kvoten (förhållandet mellan organiskt C och N) har inget direkt samband med försurningstillståndet. Däremot signalerar en mycket låg C/N-kvot (runt 25-30 eller lägre i mårskiktet) en mycket god N-

tillgänglighet, och samtidigt risk för förhöjd nitrifikation och utlakning (Kriebitzsch, 1978; Gundersen et al., 1998; Nilsson et al., 1999) Åtgärder som ökar pH-värdet i humusskiktet, till exempel kalkning, kan öka nitrifikationen som är en försurande process

som kan påverka bland annat pH och aluminiumhalter i mark- och avrinnande vatten.

C/N-kvoten i humusskiktet är en relativt enkel variabel att mäta, och den mäts i Ståndortskarteringen.

Bedömning av starksyradeposition och biomassaskörd

Genom IVL:s depositions­mätningar som är samordnade med SMHI:s modellberäkningar kan uppskattningar fås av den nuvarande totala S- och N-depositionen (våt + torrdeposition). Eftersom N-depositionen vanligen inte ger något nettobidrag till markförsurningen, är det S-depositionen som är den mest relevanta. Den nuvarande totala S-depositionen kan fås genom SMHI:s MATCH-modell (Mesoscale Atmospheric Transport and Chemistry Model); modellen beräknar summan av våt- och torrdeposition som en funktion av geografi och markanvändning, utgående från uppmätta data för våtdeposition.

Vad gäller biomassaskörd kan ett indirekt mått fås från boniteten för gran, som mäts i Riksskogstaxeringen. Detta är naturligtvis inte ett idealiskt mått, eftersom nettoförsurningen beror på den mängd baskatjoner som faktiskt lämnar skogen i samband med skörd. Aktiva skogsskötsel- och kompensationsåtgärder (t.ex. bortförsel av enbart stamved) kan väsentligt reducera baskatjonförlusterna. Allmänt sett kan man dock räkna med att risken för försurnings­effekter står i proportion till boniteten.

Försurningskänslighet enligt Naturvårdsverket

I "Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Skogslandskapet" (Naturvårdsverket, 1999) har föreslagits 5 olika surhetsklasser, där klass 5 indikerar "mycket hög surhetsgrad" (Tabell 2). Klassningen utgår primärt från olika intervall av uppmätta pH(H₂O)-värden från de översta 5 cm i B-horisonten. Dock ingår även basmättnadsgrad och utbytbar aluminium (från samma djup) i klassningen.

Marken klassas enligt den identifierade surhetsklassen om "ytterligare minst en av de övriga parametrarna faller inom samma klass eller om en faller över och en under". Om båda övriga parametrarna faller i högre eller lägre klass, ska surhetsklassen justeras ett steg uppåt eller nedåt, utgående från rådande pH-intervall.

Tabell 2. Surhetsklasser för skogsmark. Avser äldre och medelålders skog på fastmark; torr, frisk och fuktig mark. pH(H₂O), basmättnadsgrad och utbytbar aluminium i den övre delen av B-horisonten (0-5 cm).

Surhetsklass	Surhetsgrad	pH(H ₂ O)	Basmättnadsgrad (%)	Utbytbar Al (mmol/kg TS)
1-2	Låg	≥ 5.5	≥ 50	≤ 3
3	Måttlig	4.4 – 5.5	10-50	3-10
4	Hög	4.0 – 4.4	6-10	10-12
5	Mycket hög	≤ 4.4	< 6	> 12

För att bedöma risken för framtida försurning, kombineras surhetsklassen med den antropogena svaveldepositionen. Även depositionen delas in i tre olika intervall, *Låg deposition* (≤ 2.5 kg S / ha och år), *Måttlig deposition* (2.5 - 12 kg S / ha och år) och

Hög deposition (≥ 12 kg S / ha och år). Den långsiktiga risken för skador på grund av markförsurning, bestäms sedan genom att kombinera de olika klassningarna enligt Tabell 3. Risken bedöms i en skala på tre omdömen, *Liten*, *Måttlig* eller *Hög*.

Tabell 3. Långsiktig risk för skador p.g.a. markförsurning inom olika marksurhetsklasser och depositionsintervall uppdelat på tre olika risknivåer; liten, måttlig och hög.

Surhetsklass	Låg deposition	Måttlig deposition	Hög deposition
1-2	Liten	Liten	Måttlig
3-4	Liten	Måttlig	Hög
5	Måttlig	Hög	Hög

I princip skulle den här riskbedömningsmetodiken kunna användas även i Skogsstyrelsens åtgärdsprogram. Aktuell för åtgärder vore i så fall mark som bedöms ha *Hög* risk. En stor fördel med metoden är att den bygger på data som redan samlas in av Ståndortskarteringen och av IVL. Det saknas dock inte frågetecken när det gäller metoden:

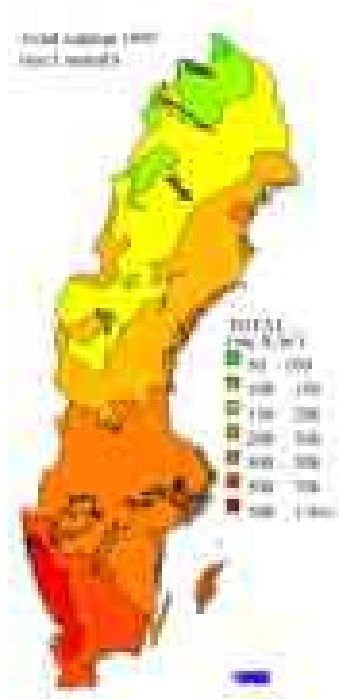
1. Svåra gränsdragningar. För att illustrera detta kan vi tänka oss en B-horisont där pH = 5.4 och där basmättnadsgraden är 40 %. Detta skulle ge surhetsklass 3 en-

ligt Tabell 1. Om depositionen är hög på denna ståndort betecknas skaderisken för *Hög*, enligt Tabell 2. Tvärtom indikerar det höga pH-värdet och basmättnadsgraden att jorden mer än väl klarar av den höga S-depositionen, kanske genom hög vittring.

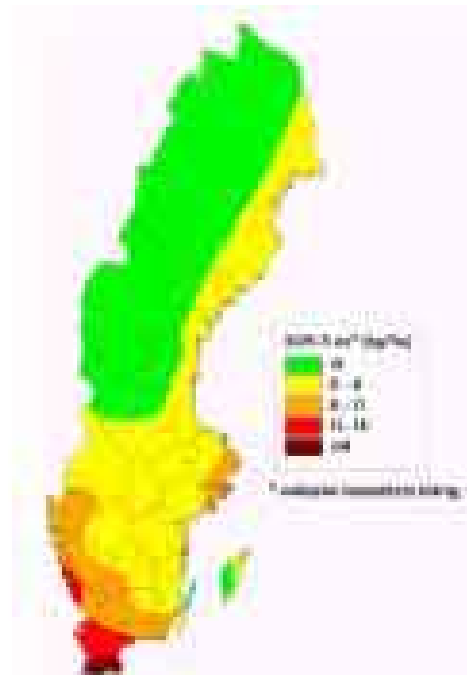
Problemet skulle kunna lösas genom att dela upp surhetsklasserna ytterligare. Det finns dock ett antal andra liknande gränsdragningsproblem som säkerligen inte helt kan undvikas.

2. Utbytbart aluminium. Som nämnts i metodbeskrivningen ovan är inte utbytbart aluminium någon bra indikator för markvattnets lösta aluminium. Halten utbytbart aluminium kan ofta vara mer korrelerad med halt organiskt material och ler. Sannolikt är utbytbart aluminium en dålig indikator på aluminiumlöslighet. Mycket talar därför att det är missvisande att alls ha med denna parameter i klassningen. Ett sannolikt bättre alternativ vore att byta ut parametern mot den molära Al_p / C_p -kvoten eller att direkt mäta Al-koncentrationen i markvattnet, vilket vi förordar i denna rapport.
 3. Dålig koppling till aluminiumläckage och ytvattenkemi. De markkemiska parametrar som använts har ingen direkt koppling till aluminiumtillförsel i ytvatten, som diskuterats ovan. I de översta 5 cm av B-horisonten är dessutom markkemin klart påverkad av processer som i stort är begränsade till rotzonen, t.ex. humusomsättning.
 4. Ingen koppling till markens kvävestatus. Som nämnts kan marker med låg C/N-kvot ($< ca 27$) ha en speciell problem-
- bild. Dels kan även kvävedepositionen (och inte bara svaveldepositionen) på sådana lokaler ha en försurande effekt eftersom en del nitrat läcks ur systemet; dels försvåras kalknings- och vitaliseringsåtgärder av nitrifikationsrisken.
5. Depositionen minskar. Svaveldepositionens minskning på senare år har gjort att det knappast längre finns områden i Sverige med *hög* deposition (≥ 12 kg S / ha och år). Figur 1 visar den totala S-depositionen 1997 (exkl. havssalter). I sydvästra Sverige är depositionen som högst mellan 7 och 10 kg S / ha och år ($= 700 - 1000$ mg S / m² i Fig. 1). Något högre värden erhöles dock i skogsmark (upp till som högst 16 kg S / ha i ett mindre område längst i söder), eftersom Fig. 1 baseras på ett genomsnitt av olika markanvändningsslag; högre torrdeposition fås i barrskog. Detta visas av Figur 2, som illustrerar IVL:s resultat för den totala S-depositionen i barrskog under 1998/99. I stort sett kan man bortse från den högra kolumnen i Tabell 3 vad gäller riskbedömningar. Detta skulle innebära att de enda markerna med *Hög* risk är de med $pH(H_2O) \leq 4.4$.

Figur 1. Den totala S-depositionen 1997(exkl. havssalter) enligt SMHI:s Från IVL:s kron-droppsnät.



Figur 2. Den totala S-depositionen(exkl. havssalter) i barrskog MATCH-modell. under 1998/99.

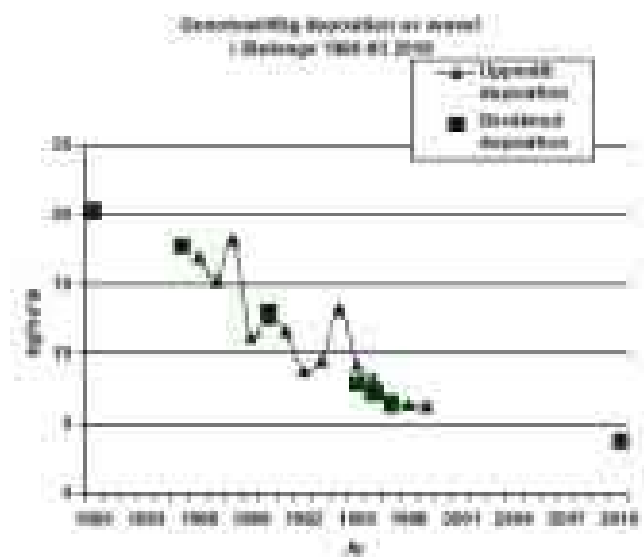


Bedömning av framtida trender för svaveldeposition

Den atmosfäriska svaveldepositionen har minskat kraftigt under de senaste 20 åren och gruppen bedömer att den kommer att fortsätta att minska. Figur 3 visar utvecklingen av den totala S-depositionen i Blekinge mellan 1980 och 1999, då den minskat från ca 20 kg S / ha till nuvarande 6 kg S / ha (Akselsson et al., 2000). Med de europeiska åtaganden som gjorts (det s.k. multieffektprotokollet från 1999) kan depositionen år 2010 beräknas. Som figuren visar är den totala S-depositionen då nere på 3.7 kg S / ha. Detta betyder att svaveldepositionens

betydelse för skogsmarkens surhetstillstånd minskar i snabb takt. Vi bedömer därför att en mycket stor del av de marker som försurats p.g.a. S-depositionen på sikt kommer att återhämtas *utan* kalknings- och vitaliseringsåtgärder. De marker där återhämtningen kan dröja länge är framför allt de i sydvästra Sverige där S-depositionen fortfarande är relativt hög, som har låg förmåga att neutralisera tillförda vätejoner genom vitt-ring, och som har skog med hög årlig tillväxt.

Figur 3. Uppmätt svaveldeposition i Blekinge 1986 till 1999 (trianglar) jämfört med beräknade värden (fyrcanter) under några olika år mellan 1980 och 2010 (från Akselsson et al., 2000).

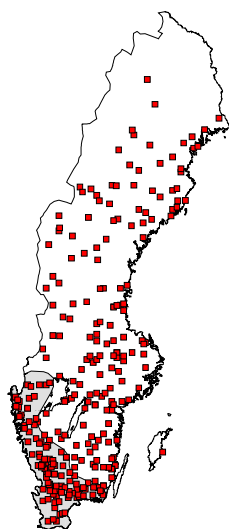


På sikt kommer biomassaskörd sannolikt att vara den mest dominerande försurande faktorn i skogsmark. Undantaget är framför allt marker där C/N-kvoten är mycket låg, där omfattande nitratläckage förekommer och där N-depositionen alltså kan verka försurande.

Tidigare föreslaget kriterium i samband med åtgärdsprogram

I Skogsstyrelsens ursprungliga förslag till åtgärdsprogram föreslås att endast marker med $\text{pH} < 4.5$ i ett skikt 20-30 cm under markytan är aktuella för åtgärder. En första uppenbar brist med detta kriterium är att det föreslagna djupintervallet inte är baserat på en horisontindelning av profilen. För podsoler innebär kriteriet i en del fall att ett skikt på ca 15-25 cm inom rostjorden (B-horisonten) provtas, och i en del andra fall

kan det faktiskt innebära att delar av blekjorden (E-horisonten) ingår i provet. Detta är olyckligt eftersom E- och B-horisonten har olika pH-reglerande mekanismer. I E-horisonten kan pH vara ca 4.0 även i oförsurade lokaler, p.g.a. buffring från humusämnen. Där jordmånstypen inte är podsol (brunjordar) kan det dock vara svårt med horisontindelning, och där kan djupintervallprovtagning vara motiverad.



Figur 4. Provytor inom Ståndortskarteringen där $\text{pH} < 4.5$ i översta 5 cm av B-horisonten. Mätningar från den pågående inventeringen (1993-2002). Den skuggade ytan har en S-deposition $> 8 \text{ kg/ha}$. Här redovisade mätningar är från prov insamlade mellan 1993-1997.

För att belysa effekten av det föreslagna kriteriet kan Ståndortskarteringens material användas, under förutsättning att det provtagna djupet är de översta 5 cm av B-horisonten (normalt provdjup i Ståndortskarteringen). Som Fig. 4 och Tabell 3 visar innebär kriteriet att mycket stora arealer är aktuella för åtgärder, inklusive en hel del lokaler i norra delen av landet. Sammantaget berörs 18.6 % av skogsmarksarealen. Enligt

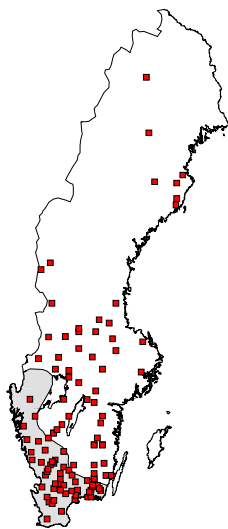
Skogsstyrelsens egna beräkningar (SVO, 1997) baserat på Ståndortskarteringens inventering 1983-87 är den aktuella arealen 0.7 miljoner ha. Den siffran är väsentligt lägre än vad Fig. 4 antyder; den större areal som fås med utnyttjande av pH-resultaten från 1990-talet förklaras av att det finns en misstanke om att pH-mätningen under 1983-87 års inventering gav för höga resultat (Karlton, muntligt).

Tabell 4. Skattad arealandel i % av den svenska skogsmarksarealen som uppfyller de kriterier för försurningspåverkan som ställts upp i denna rapport.

<i>Urval</i>	<i>skattad arealandel i % av skogsmarksarealen</i>	<i>Antal ytor</i>	<i>Figur i tex- ten</i>
B horisonten: pH(H ₂ O) <4.5	18.6	347	4
C horisonten: pH(H ₂ O) < 4.75	6.5	108	5
B horisonten: pH(H ₂ O) <4.5 och hög bonitet	5.6	146	6 vänster
C horisonten: pH(H ₂ O) <4.75 och hög bonitet	3.1	64	6 höger
B horisonten: pH(H ₂ O) <4.5 och hög bonitet och C/N>27	3.2	78	7 vänster
C horisonten: pH(H ₂ O) <4.75 och hög bonitet och C/N>27	1.9	37	7 höger

Syrabelastningen är dock mycket liten på många av dessa lokaler, speciellt de i norra Sverige; det låga pH-värdet kan i många fall ha orsakats av humusämnen ("naturlig försurning"). Om man begränsar de aktuella lokalerna till de som har någorlunda hög deposition (> 8 kg S / ha), begränsas arealerna betydligt i enlighet med Figur 2. På basis av Fig. 4 är det dock svårt att undvika slutsatsen att pH(H₂O)-mätning i den övre delen av B-horisonten tyvärr inte utgör ett speciellt träffsäkert kriterium för att urskilja

de marker där antropogen försurning ägt rum. En sannolikt bättre metod är att utgå från pH-värdet längre ned, i C-horisonten. Figur 5 visar, med resultat från Ståndortskarteringens nya data från 1993-97 (Karlton, 1998), vilka lokaler som skulle vara aktuella om kriteriet var att pH < 4.75 i C-horisonten. Som synes är antalet lokaler i den norra delen av landet betydligt lägre, vilket antyder att den "naturliga" försurningen till stor del sållats bort på detta djup.



Figur 5. Provytor inom Ståndortskarteringen där pH < 4.75 i C-horisonten (60 cm från mineraljordens övre kant). Se Figur 4 för förklaringar.

I MKB:n ansågs att pH-kriteriet för de övre 5 cm av B-horisonten skulle vara högre, 4.6 (Johansson m.fl., 1999). Naturligtvis leder detta till att andelen lokaler som behöver åtgärdas ökar ännu mer jämfört med Fig. 4. Med detta kriterium ingår en hel del lokaler med hög basmättnadsgrad, samt med högt pH i C-horisonten; detta gäller även i områden med hög eller måttlig deposition. Detta skulle naturligtvis innebära att en stor mängd lokaler som rimligen inte behöver kalkas, ändå skulle vara aktuella för åtgärder.

Fördelen med Skogsstyrelsens föreslagna kriterium är att det är mycket enkelt att utgå

ifrån. Eventuella analyskostnader blir heller inte höga, eftersom pH-mätning är en enkel analys och preliminära bedömningar kan göras från Ståndortskarterings material. Nackdelarna är, förutom den mindre bra träffsäkerheten för pH-mätning i B-horisonten, desamma som angivits under punkterna 1, 3 och 4 i kap. 4 i samband med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, nämligen att det exakta pH-värdet är svårt att sätta, och att det finns dålig eller ingen koppling till aluminiumläckage och kvävestatus. Dessutom finns heller ingen koppling till markens status vad gäller tillgänglighet av baskatjoner.

Mot bättre urvalskriterier för markförsurning

De marker som bör identifieras i samband med kalknings- och vitaliseringsbehov är de som löper risk att förbli försurade och därmed inte återhämtas över ett medellångt tidsperspektiv (20-25 år), trots en minskad deposition. Det rör sig om de marker som fortfarande har en hög deposition, i kombination med en hög bonitet och försurade mark- och vattenkemiska förhållanden.

I våra förslag till kriterier utgår vi primärt från Naturvårdsverkets riskbedömningsmetodik i ”bedömningsgrunderna”, även om vi på detaljnivå föreslår omfattande modifieringar av denna. Beroende på vilken kostnadsram som gäller kan man tänka sig olika ambitionsnivåer. Utan att specifikt ta ställning, skissar vi därför på tre typer av urvalskriterier, som vi refererar till ”Billigt men grovt”, ”Dyrare men bättre” och ”Dyrt men bra”. Varje typ av kriterium finns i två delvarianter; ett som baseras på provtagning i de översta 5 cm av B-horisonten, och ett som innebär provtagning i C-horisonten på ett djup av 60 cm räknat från mineraljordens övre kant.

Vi har valt att inte inkludera C/N-kvoten i något kriterium. Denna bör dock beaktas i marker med hög kvävestatus. I samband med alternativ 1 redovisar vi som illustration konsekvensen av att inkludera C/N-kvoten på ett sätt så att de marker som har låg C/N-kvot (< 27) utesluts från urvalet.

Depositionsvärdena som anges i alternativen baseras på 1998/99 års havssaltkorrigerade S-deposition enligt IVL:s krondroppsnät (Fig. 2). Det bör noteras att S-depositionen år 2010 förmodligen kommer att understiga

8 kg S / ha i nästan hela Sverige, förutsatt att ingångna internationella avtal följs. Om 2010 års depositionsvärden skulle användas kommer därför urvalskriterierna att beröra mycket små arealer.

Med hänsyn till detta kan det ifrågasättas om S-depositionen alls är intressant för framtida kalknings- och vitaliseringsbehov. Möjligen bör endast biomassaskörd / bonitet behandlas som ett delkriterium (vid sidan av de mark- och vattenkemiska parametrarna). Vi har dock valt att i detta skede föreslå att S-depositionen behålls som ett delkriterium, i den anda som finns i både Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och i Skogsstyrelsens nuvarande åtgärdsprogram. En anledning är att förutvarande deposition påverkar återhämtningsförloppet över åtminstone medellång sikt (något eller några årtionden); vi bedömer därför att det trots allt kan vara relevant att relatera till 1998/99 års deposition även år 2010.

Det är viktigt att bedömningar rörande kalknings- och vitaliseringsåtgärder baseras på ett stort antal mätningar av pH (och ev. aluminium), utspridda över tid och rum. Exempelvis kan episodisk deposition av havssalter leda till kortsiktiga, helt naturliga försurningseffekter. (Egentligen leder inte deposition av havssalter av någon markförsurning alls; vad som händer är att markvattnets jonstyrka ökar vilket leder till att det sker en temporär omfördelning mellan lösta och adsorberade katjoner, så att fler vätejoner tillförs vattnet.) Vidare är den rumsmässiga variationen av mark- och vattenkemiska egenskaper generellt sett mycket stor.

Alternativ 1. "Billigt men grovt"

I detta alternativ är mätning av pH(H₂O) den enda markkemiska parametern. I delalternativ *a*) ska pH(H₂O) i de översta 5 cm av B-horisonten vara < 4.5; i *b*) ska pH(H₂O) i C-horisonten, 60 cm från mineraljordens övre kant, vara < 4.75. Något av dessa värden kombineras med den havssaltkorrigerade S-depositionen 1998/99 (enligt data från IVL och SMHI) och boniteten för gran (enligt Riksskogstaxeringen) enligt följande schema:

Påtaglig risk för kvardröjande markförsurning föreligger om:

- pH(H₂O) < 4.5 i de översta 5 cm av B-horisonten, **eller**
- pH(H₂O) < 4.75 vid 60 cm räknat från mineraljordens övre kant

och

- Den havssaltkorrigerade S-depositionen överstiger 8 kg S / ha och år, **och**
- Boniteten för gran är i den övre 25-percentilen

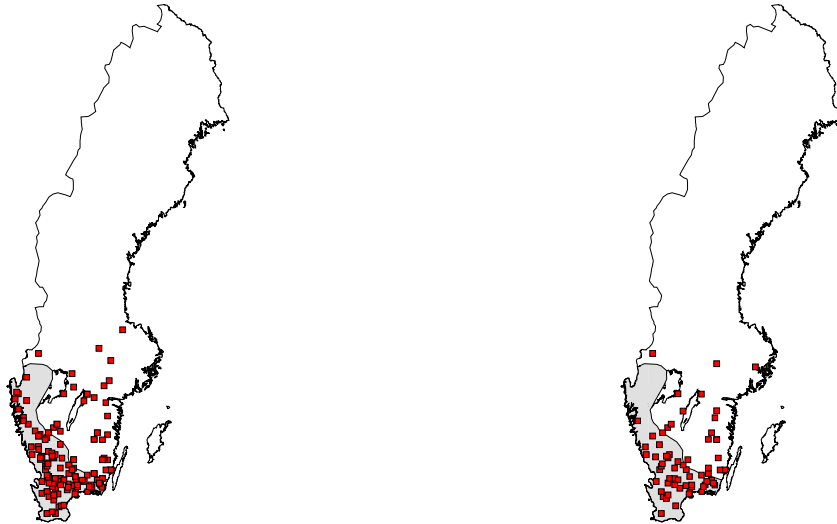
Som nämnts ovan innebär detta att alumini-umets roll för markvattnets surhetstillstånd inte beaktas på något bra sätt. Beroende på huruvida lösligheten av Al styrs av Al(OH)₃ eller av organisk komplexbildning kan de

angivna pH-värdena innebära olika värden för markvattnets totala buffertkapacitet samt för risken för Al-läckage. Inte heller tillgängligheten av baskatjoner har beaktats på något direkt sätt; dock kan man anta att ett lågt pH återspeglar en låg vittringsbenägenhet och därmed en relativt låg tillgång på baskatjoner. Vidare beaktas inte ytvattensystemens Al-koncentration.

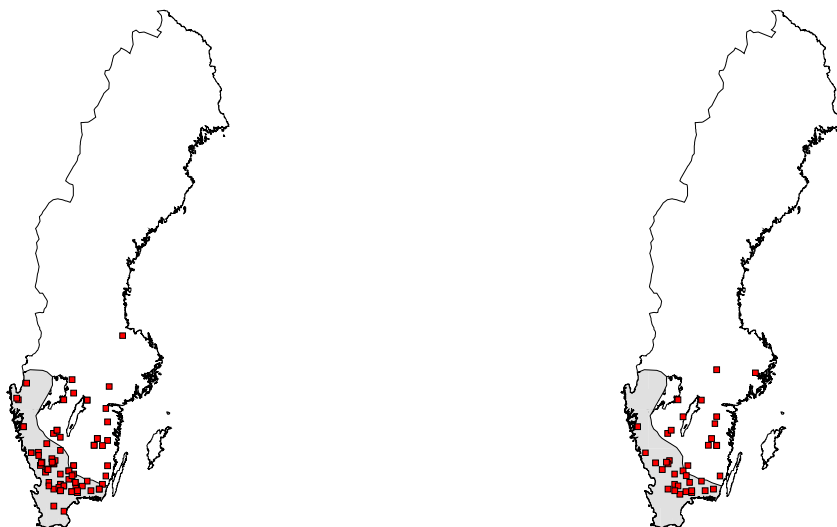
Mätning av pH i C-horisonten är ett något dyrare alternativ än i de översta 5 cm av B-horisonten, men i enlighet med argumentationen i kap. 6 så anser vi att det också på ett mer rättvisande sätt speglar den antropogent orsakade surhetsgraden.

Med Ståndortskarteringens material går det att åskådliggöra den geografiska fördelningen av de provytor som faller inom ramen för ovanstående kriterier. Det går också att uppskatta de arealer som skulle vara aktuella för åtgärder. Som Fig. 6 och Tabell 4 visar är arealerna väsentligt mindre än de som fås om pH-kriteriet används "ensamt". Det bör noteras att de angivna arealerna i Tabell 4 inkluderar de ytor där S-depositionen < 8 kg S / ha, varför de arealer som är aktuella för åtgärder är ännu något lägre.

I Fig. 7 ses de arealer som är aktuella då marker med C/N < 27 i mårskiktet utesluts från urvalet. Antalet lokaler minskar ytterligare något, speciellt i Halland och Skåne.



Figur 6. Provytor inom ståndortskarteringen med $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 4.5$ i de översta 5 cm av B-horisonten (vänster bild) alternativt < 4.75 i C horisonten (höger bild), i kombination med en bonitet för gran som ligger inom den övre 25-percentilen. Det skuggade området har en S deposition $> 8 \text{ kg S/ha}$ och år.



Figur 7. Provytor inom ståndortskarteringen med $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 4.5$ i de översta 5 cm av B-horisonten (vänster bild) alternativt < 4.75 i C horisonten (höger bild), i kombination med en bonitet för gran som ligger inom den övre 25-percentilen och en C/N-kvot i mårskiktet som överstiger 27. Det skuggade området har en S deposition $> 8 \text{ kg S/ha}$ och år.

Alternativ 2. "Dyrare men bättre"

I detta alternativ kombineras parametrarna från alternativ 1 med ytvattensystemens aluminiumkoncentration, enligt följande:

Påtaglig risk för kvardröjande markförsurning föreligger om:

- $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 4.5$ i de översta 5 cm av B-horisonten, **eller**
- $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 4.75$ vid 60 cm räknat från mineraljordens övre kant

och

- Den havssaltkorrigerade S-depositionen överstiger 8 kg S / ha och år, **och**
- Boniteten för gran är i den övre 25-percentilen, **och**
- Ytvattnets koncentration av oorganiskt aluminium överstiger 10 $\mu\text{mol} / \text{L}$ någon gång under året (förutsatt att kalkning ej utförts)

För mätning av oorganiskt aluminium kan antingen Driscoll's eller Clarke's metod användas, även om vi förordar Clarke's metod som ett förstahandsval. I alternativ 2 beaktas risken för Al-läckage till ytvatten på ett avsevärt bättre sätt än i alternativ 1. Kriterierna i alternativ 2 antas beröra något lägre arealer än i alternativ 1.

Vi vill påpeka att vi inom ramen för denna rapport inte har kunnat göra någon utvärdering av ytvattenkriteriet för aluminium. Detta bör granskas och eventuellt utvecklas med hjälp av limnologisk kompetens innan det fastställs.

Alternativ 3. "Dyrast men bäst"

Som alternativ 2, men här beaktas pH och aluminiumkoncentrationer i markvattnet. Detta kan erhållas genom centrifugering (Tabell 2). Markvatten kan även erhållas

med hjälp av lysimeter eller genom ett mättnadsextrakt av ett jordprov. Ytterligare ett alternativ är att uppskatta Al-koncentrationerna med hjälp av pyrofosfa-textraherbart Al och C och med de samband som beskrivits i kap. 2.2. För mätning av oorganiskt aluminium kan antingen Driscoll's eller Clarke's metod användas. Det bör dock noteras att föreligger metodskillnader mellan de olika alternativen, vilket gör att metodvalet kan vara avgörande för hur många jordar som inkluderas i urvalet. *Nedanstående kriterier baseras på markvatten som erhållits med centrifugering och mätning av oorganiskt aluminium med Clarke's metod.*

Påtaglig risk för kvardröjande markförsurning föreligger om:

- $\text{pH} < 4.5$ i de översta 5 cm av B-horisonten, och oorganiskt aluminium $> 30 \mu\text{mol} / \text{L}$, **eller**
- $\text{pH} < 4.75$ på 60 cm djup i mineraljorden, och oorganiskt aluminium $> 15 \mu\text{mol} / \text{L}$

och

- oorganiskt aluminium utgör mer än 40 % av total-aluminium i markvattnet, **och**
- Den havssaltkorrigerade S-depositionen överstiger 8 kg S / ha och år, **och**
- Boniteten för gran är i den övre 25-percentilen, **och**
- Ytvattnets koncentration av oorganiskt aluminium överstiger 10 $\mu\text{mol} / \text{L}$ någon gång under året (förutsatt att kalkning ej utförts).

Alternativ 3 leder sannolikt till ett liknande urval som för alternativ 2, men träffsäkerheten vad gäller urvalet av antropogent sur mark ökar förhoppningsvis ännu mer. Om ej ytvattenkvalitetsdata är tillgängliga, utgår delkriteriet om oorganiskt aluminium i ytvatten.

Referenser

- Akselsson, C., Ferm, M., Hallgren Larsson, E., Knulst, J., Lövblad, G., Malm, G. & Westling, O. 2000. Regional övervakning av nedfall och effekter av luftföroreningar. IVL Rapport B1369.
- Berdén, M., Clarke, N., Danielsson, L.-G. & Sparén, A. 1994. Aluminium speciation: variations caused by the choice of analytical method and by sample storage. *Water, Air, and Soil Pollution*, **72**, 213-233.
- Bydén, S., Lind, B., Martinsson, A. & Nyström, U. 1997. Sjövattnen som indikator på markförsurning. Skogsstyrelsen Rapport 1997:1.
- Clarke, N., Danielsson, L.G. & Sparén, A. 1992. The determination of quickly reacting aluminium in natural waters by kinetic discrimination in a flow system. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, **48**, 77-100.
- Driscoll, C.T. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acid waters. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, **16**, 267-283.
- Gensemer, R.W. & Playle, R.C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **29**, 315-450.
- Gundersen, P., Callesen, I. & De Vries, W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, **102** (S1), 403-407.
- Gustafsson, J.P., Karlton, E. & Bhattacharya, P. 1998. Allophane and imogolite in Swedish soils, or why small, previously unknown, fibres influence the water quality in forests. Research Report TRITA-AMI 3046. Avd. f. Mark- och Vattenresurser, KTH, Stockholm
- Gustafsson, J.P., Jacks, G. & Simonsson, M. 2000a. Mark- och vattenkemi. Teori. Kompendium för kursen Markvetenskap för W3, SLU, Uppsala, samt Mark och Vatten för L3, KTH, Stockholm.
- Gustafsson, J.P., Berggren, D., Simonsson, M., Zysset, M. & Mulder, J. 2000b. Predicting aluminium solubility in podzolised soils. Inskickat manuskript.
- Johansson, M.-B., Nilsson, T. & Olsson, M. 1999. Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering. Skogsstyrelsen Rapport 1999:1.
- Karlton, E. 1995. Acidification of forest soils on glacial till in Sweden. Soil chemical status and acidification processes in relation to environmental conditions. Report 4427. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Karlton, E. 1998. Baskatjoner och aciditet i svensk skogsmark – Tillstånd och förändringar. Skogsstyrelsen Rapport 1998:5.
- Karlton, E. 2000. Markkemiska analyser inom Ståndortskarteringen. <http://www.sml.slu.se/sk/analyinf.pdf>.

- Kriebitzsch, W.U. 1978. Stickstoffnachlieferung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands. *Scripta Geobotanica*, **14**, 1-66.
- Lundström, U.S., Nyberg, L., Danielsson, R., Van Hees, P.A.W. & Andersson, M. 1998. Forest soil acidification: Monitoring on the regional scale, Värmland, Sweden. *Ambio*, **27**, 551-556.
- Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för skogslandskapet. Rapport 4917. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nilsson, I., Andersson, P., Berggren, D. & Sjöberg, G. 1999. Experimentella studier av kväveminalisering och nitrifikation samt modellsimulering av kvävemättnadstillstånd. Slutrapport, Naturvårdsverket, Dnr 802-000409-96-1-FF.
- Simonsson, M. & Berggren, D. 1998. Aluminium solubility related to secondary solid phases in upper B horizons with spodic characteristics. *European Journal of Soil Science*, **49**, 317-326.
- Van Reeuwijk, L.P. 1995. Procedures for soil analysis, 5th Edition. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, Nederländerna.
- Warfvinge, P. & Bertills, U. 2000. Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarier. Naturvårdsverket Rapport 5028, Stockholm.
- Warfvinge, P. & Sverdrup, H. 1992. Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE – a steady-state soil chemistry model. *Water, Air, and Soil Pollution*, **63**, 119-143.

Av Skogsstyrelsen publicerade Rapporter:

- 1985 Utvärdering av ÖSI-effekter mm
1985:1 Samordnad publicering vid skogsstyrelsen
1985:2 Beskrivning i tallfröplantager
1986:1 Bilvägslagrat virke 1984
1987:1 Skogs- och naturvårdsservice inom skogsvårdsorganisationen
1988:1 Mallar för ståndortsbonitering; Lathund för 18 län i södra Sverige
1988:2 Grusanalys i fält
1988:3 Björken i blickpunkten
1989:1 Dokumentation – Storkonferensen 1989
1989:2 Bok, ek och ask inom svenskt skogsbruk och skogsindustri
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 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
1993:4 Av böcker om skog får man aldrig nog, eller?
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 alkalisering av skogsmark
1995:6 Vad kan vi lära av KMV-kampanjen?
1995:7 GROT-uttaget. Pilotundersökning angående uttaget av trädrester på skogsmark
1995:8 The Capercaillie and Forestry. Reports No. 1-2 from the Swedish Field Study 1982-1988
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 själverksamhet i småskaligt skogsbruk.
1996:5 Skogsvårdsorganisationens framtidsscenarioer
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
1997:4 Den skogliga genbanken (Del 1 och Del 2)
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 uses forests in Central Sweden*)
- 1998:3 Dalaskog - Pilotprojekt i landskapsanalys
- 1998:4 Användning av satellitdata – *hitta avverkad skog och uppskatta lövrikningsbehov*
- 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 Ännu ej klar
- 2001:8D Ännu ej klar
- 2001:8E Ännu ej klar
- 2001:8F Ännu ej klar
- 2001:8G Ännu ej klar
- 2001:8H Ännu ej klar
- 2001:8I Ännu ej klar
- 2001:8J Ännu ej klar
- 2001:8K Ännu ej klar
- 2001:8L Ännu ej klar
- 2001:8M Ännu ej klar
- 2001:8N Ännu ej klar
- 2001:8O Ännu ej klar
- 2001:9 Ännu ej klar
- 2001:10 Ännu ej klar
- 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 Ännu ej klar
- 2001:11F Ännu ej klar
- 2001:11G Ännu ej klar
- 2001:11H Ännu ej klar
- 2001:11I Ännu ej klar
- 2001:11J Ännu ej klar
- 2001:11K Ännu ej klar
- 2001:11L Ännu ej klar
- 2001:11M Ännu ej klar
- 2001:11N Ännu ej klar
- 2001:11O Ännu ej klar
- 2001:12 Forest Condition of Beech and Oak in southern Sweden 1999

Av skogsstyrelsen publicerade Meddelanden:

- 1985:1 Fem år med en ny skogspolitik
- 1985:2 Eldning med helved och flis i privatskogsbruket/virkesbalanser 1985
- 1986:1 Förbrukningen av trädbränsle i s.k. mellanskaliga anläggningar/virkesbalanser 1985
- 1986:3 Skogsvårdsenkäten 1984/virkesbalanser 1985
- 1986:4 Huvudrapporten/virkesbalanser 1985
- 1986:5 Återväxttaxeringen 1984 och 1985
- 1987:1 Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1986
- 1987:2 Återväxttaxeringen 1984 – 1986
- 1987:3 Utvärdering av samråden 1984 och 1985/skogsbruk – rennäring
- 1988:1 Forskningsseminarium/skogsbruk – rennäring
- 1989:1 Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1988
- 1989:2 Gallringsundersökningen 1987
- 1991:1 Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1990
- 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
- 1993:1 Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1992
- 1993:2 Virkesbalanser 1992
- 1993:3 Uppföljning av 1991 års lövträdsplantering på åker
- 1993:4 Återväxttaxeringarna 1990-1992
- 1994:1 Plantinventering 89
- 1995:1 Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1994
- 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 Rönjningsundersökning 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 kompensationsgödning
- 2001:3 Kontrollinventering av nyckelbiotoper år 2000
- 2001:4 Åtgärder mot markförorening och för ett uthålligt brukande av skogsmarken
- 2001:5 Ännu inte klar
- 2001:6 Utvärdering av samråden 1998 Skogsbruk - rennäring

Beställning av Rapporter och Meddelanden

Skogsvårdsstyrelsen i ditt län
eller
Skogsstyrelsen,
Förlaget
551 83 JÖNKÖPING
Telefon:036 – 15 55 92
vx 036 – 15 56 00
fax 036 – 19 06 22
e-post: sksforlag.order@svo.se
www.svo.se/forlag

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.

Den svenska skogsmarken är på många håll försurad, i synnerhet i de sydvästra delarna av landet. Försurningssituationen är ett resultat av det sura nedfallet samt av skogbruket och olika förändringar i markanvändning. Försurningen har resulterat i effekter både i mark och i vatten. Det är viktigt att med god precision kunna identifiera områden där åtgärdsbehov föreligger. Det finns olika tänkbara kriterier när det gäller att bedöma markförsurningssituationen. I föreliggande rapport diskuterar författarna olika alternativa urvalskriterier mot bakgrund av olika precision och ekonomiska förutsättningar.

Rapporten ingår i Skogsstyrelsens temaserie
”Markförsurning och Motåtgärder”:

11A/2001:	Strategier för åtgärder mot markförsurning
11B/2001:	Markförsurningsprocesser
11C/2001:	Effekter på biologisk mångfald av markförsurning och motåtgärder
11D/2001:	Urvalskriterier för bedömning av markförsurning
11E/2001:	Effekter på kvävedynamiken av markförsurning och motåtgärder
11F/2001:	Effekter på skogsproduktion av markförsurning och motåtgärder
11G/2001:	Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder
11H/2001:	Effekter av olika kalk/askdoser på försurningssituationen i skogsmark
11I/2001:	Trädslagets inverkan på försurningssituationen