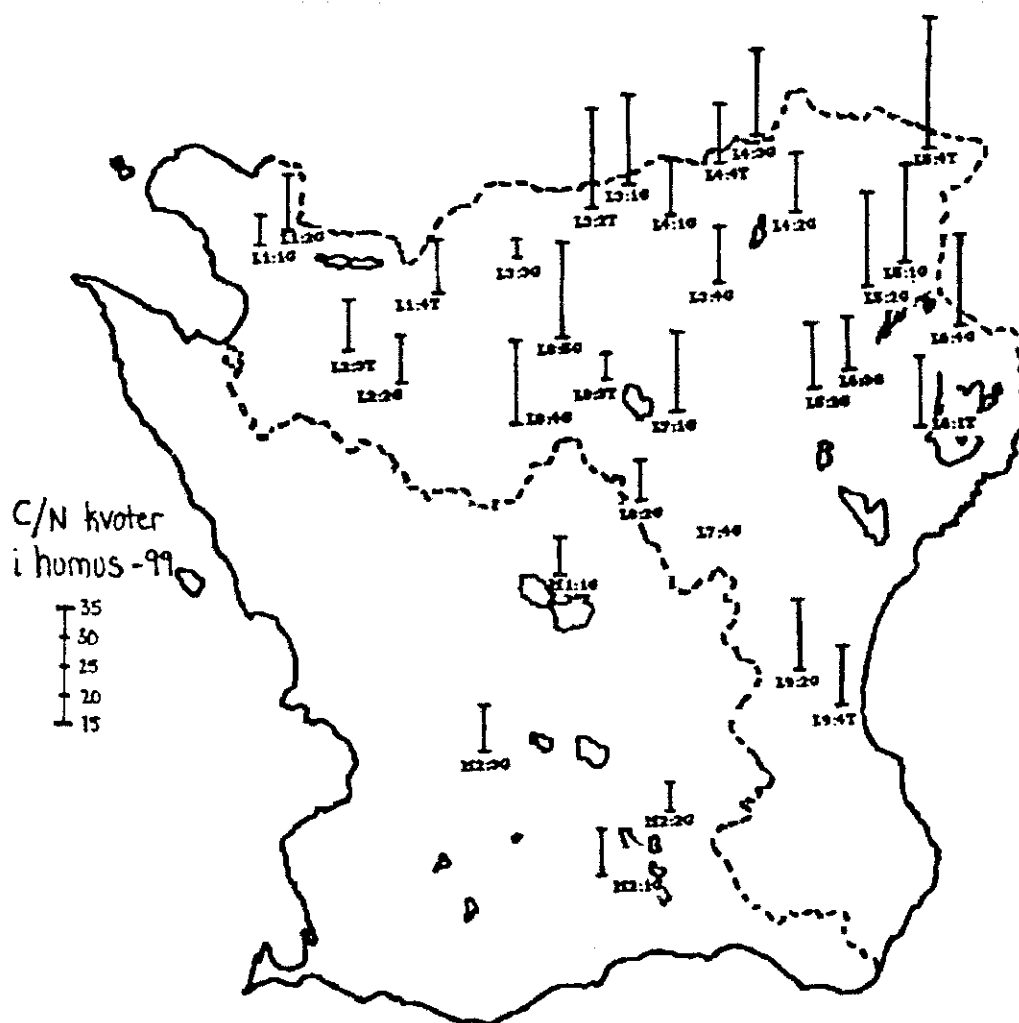
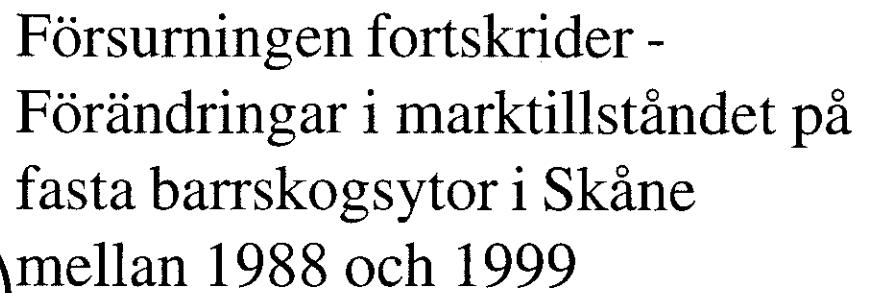




Skogsvårdsstyrelsen i Södra Götaland
Skogssällskapet
Sydved
Södra Skog

**Försurningen fortskrider – Förändringar i
marktillståndet på fasta barrskogsytor i
Skåne mellan 1988 och 1999.**

**Acidification continues – Changes in soil chemistry status in
coniferous forest stands in Scania from 1988 to 1999.**

Ulrika Jönsson, Ulrika Rosengren-Brinck, Gunnar Thelin & Bengt Nihlgård

Skogsekologi, Avdelningen för växtekologi, Ekologihuset, Lunds Universitet, 223 62 Lund

Sammanfattning

Denna studie visar markkemiska förändringar och rådande markkemisk status på 32 barrskogslokaler i Skåne, vilka följts under en period av elva år. Provtagning har skett i mineraljorden, på 20-30 cm djup, vid tre tillfällen (1988, 1993 och 1999) under denna period. Utvärdering av resultaten visar att:

- 22 av de 32 lokalerna har idag ett pH-värde (i saltlösning) under 4,2, d v s det pH-värde vid vilken gränsen för starkt försurad skogsmark går. 1988 hade endast 10 ytor ett så lågt pH. Detta visar att försurningen av skånsk skogsmark fortsätter och att situationen nu är mycket allvarlig.
- Basmätnaden underskrider 10% på 81% av ytorna. Många av ytorna har till och med värden under 5%. Så låga basmätnadsvärden indikerar att markens förråd av utbytbara baskatjoner praktiskt taget är slut, en indikation som stöds av låga absolutvärden av framförallt kalium och magnesium. Halterna av dessa ämnen tenderar dessutom att fortsätta sjunka.
- Koncentrationerna av det icke-essentiella och i höga koncentrationer skadliga ämnet aluminium fortsätter att öka. 84% av lokalerna har idag värden över det rekommenderade maximumvärdet $100 \mu\text{g g}^{-1}$. Andelen lokaler med halter över $200 \mu\text{g g}^{-1}$, vilken 1988 låg på 13%, ligger idag på 45%. Att aluminiumhalterna hela tiden har ökat, innebär även att den totala utbytesaciditeten har ökat under hela studieperioden.
- Låga C/N-kvoter indikerar att kvävemätnad med stor sannolikhet råder på ett flertal ytor och att hög risk för nitratlakning föreligger på hela 40% av lokalerna.

Alla dessa resultat visar att en mycket negativ marksituation råder i skånsk barrskogsjord idag och att näringstillståndet inte längre är hållbart med avseende på skogsbruk i ett längre perspektiv. Vill man bibehålla en produktiv skogsmark kommer åtgärder för att motverka negativa försurningsrelaterade processer att krävas. Dessa åtgärder innebär inte enbart reduktion av utsläpp av försurande och gödande ämnen, utan även förändrade odlingsformer och återföring av näringsämnen till skogsekosystemen. Vidtas inga åtgärder kommer marksituationen med stor sannolikhet att förvärras ytterligare inom en snar framtid och det är rimligt att förvänta sig accelererande negativa effekter på bestånden.

Summary

This study shows soil chemical changes and current soil status on 32 coniferous forest plots in Scania in the southernmost part of Sweden. The plots have been monitored for eleven years. Sampling and analyses have been done in the mineral part of the soil (20-30 cm depth) three times (1988, 1993 and 1999) during this period. Evaluation of the results shows that:

- 22 of 32 plots have a pH-value (in salt solution) below 4,2, i.e. below the limit for "strongly acidified forest soil". In 1988, only 10 plots had such low values. This shows that the acidification of forest soils in Scania continues, and that current soil pH-values are alarming.
- Base saturation values are lower than 10% at 81% of the plots. Moreover, several of the plots have values below 5%. These low base saturation values indicate that the stores of exchangeable base cations in the soil are almost completely used up. This is supported by the extremely low absolute values of the base cations potassium and magnesium.
- Concentrations of the non-essential and at high concentrations toxic substance aluminium continue to increase. Today, 84% of the plots have values above the recommended maximum level of $100 \mu\text{g g}^{-1}$. 45 % of the plots have values over $200 \mu\text{g g}^{-1}$. The increasing aluminium values also means that total exchangeable acidity has increased during the entire study period.
- Low C/N-ratios indicate that there is a high risk of nitrate leaching on 40% of the plots and that several of them probably are nitrogen saturated.

All these results show that the soil chemical status in coniferous forests in Scania is an issue of serious concern. The nutrient status is no longer sustainable with respect to forestry. If productive forests are to be maintained, measures to counteract acidification related processes will be needed. These measures do not only include reductions in the emission of acidifying and eutrophying compounds, but also changes in forestry practises and additional measures such as return of nutrients to forest ecosystems. If no measures are taken, soil chemical status will most certainly become even worse and it is reasonable to expect accelerating negative effects on the forest stands.

Förord

För att belysa och utvärdera skogskadeproblematiken i den sydligaste delen av Sverige bildades 1983 Skånes samrådsgrupp mot skogsskador. Denna organisation omfattar representanter från universitetet, skogsvårdsstyrelsen, länsstyrelsen och skogsbruket. Efter att Skogsstyrelsen 1984 givit anvisningar om att varje skogsvårdsdistrikt i Sverige skulle lägga upp minst en skogsprovyta, där framförallt barrförluster skulle följas under ett icke specificerat antal år, beslutade samrådsgruppen att lägga upp ett större antal provytor för uppföljning och dokumentering av skogsskadornas utveckling i länet. Dessa fasta provytor har sedan dess följts av samrådsgruppen avseende både mark- och barrkemi, barrförluster samt produktivitet. Denna rapport behandlar markkemidelen av uppföljningen.

Projektet har möjliggjorts genom stöd från i första hand Skogsstyrelsen och samrådsgruppens medlemmar. Databearbetning och rapportsammanställning har gjorts vid Växtekologiska avdelningen, Lunds universitet.

Ett stort tack till Anders Jonshagen, Biokonsult, som utfört markprovtagningarna samt till laboratorieassistenter Ragnhild Ohlin, Siv Billberg och Iréne Persson vilka utfört de kemiska analyserna. Tack även till de markägare som upplåtit sin mark för provtagning.

Lund i april

Ulrika Jönsson

Ulrika Rosengren-Brinck

Gunnar Thelin

Bengt Nihlgård

Innehåll

Sammanfattning	3
Summary	4
Förord	5
Innehållsförteckning	6
1. Introduktion	7
2. Material och Metod	8
2.1 Beskrivning av försöksupplägg och provtyper	8
2.2 Markprovtagning	9
2.3 Kemiska analyser	9
2.4 Statistiska analyser	10
2.5 Definition av ordet "förändring"	10
2.6 Definition av begrepp relaterade till markkemisk status	10
3. Resultat	11
3.1 Aciditet	11
3.2 Utbytbara makroämnen	11
3.3 Katjonutbyteskapacitet och basmättnad	15
3.4 Kol- och kvävehalter i humus	16
4. Diskussion	19
5. Slutsatser	23
6. Referenser	24
Appendix A	
Appendix B	
Appendix C	

1. Introduktion

Försurning har länge varit ett uppmärksammat problem i stora delar av Europa. Effekter av försurning på vegetation har dokumenterats (Ballach *et al.*, 1985, Wittig *et al.*, 1985, Falkengren-Grerup, 1986, Tregenza, 1986, Van Bremen och Van Dijk, 1988, Falkengren-Grerup, 1990, Falkengren-Grerup och Tyler, 1991a, Becker *et al.*, 1992, Falkengren-Grerup och Tyler, 1993a,b) och under det senaste decenniet har markkemiska förändringar i jorden som en följd av försurning blivit föremål för allt fler studier. Många av dessa studier visar på en oroande utveckling med jordar som uppvisar sjunkande pH-värden både i humus och mineraljord (Johnston *et al.*, 1986, Kuylenstierna och Chadwick, 1991, Adamson *et al.*, 1996). Att en kraftig försurning av skogsmark även har skett i de södra delarna av Sverige under det senaste århundradet har visats av Falkengren-Grerup (1986) samt Tamm och Hallbäcken (1988).

Biologisk försurning, som följd av en ökande tillväxt (Kauppi *et al.*, 1992, Elfving och Tenghammar, 1996) och en förändrad markanvändning under 1900-talet, kan ha stor betydelse för att pH-förändringar har skett i de översta jordlagren i Sverige. Det finns dock klara bevis för att de pH-förändringar som skett i de södra delarna av landet till en dominerande andel beror på depositionen av försurande och gödande ämnen (kväve- och svavelföreningar). Vad som ställer detta utom allt rimligt tvivel är magnituden av pH-förändringarna, tillsammans med jämförelser mellan södra och norra Sverige och det faktum att försurningen fortgått ända ner i C-horisonten, där den biologiska påverkan är mycket låg (Falkengren-Grerup, 1986, Falkengren-Grerup, 1987, Tamm och Hallbäcken, 1988, Eriksson *et al.*, 1992, Gustafsson *et al.*, 1993, Karlton, 1994). Många studier har dessutom, genom simulering av deposition av kväve- och svavelföreningar, visat att dessa ämnen har en hög förmåga att sänka pH i jorden kraftigt på kort tid (Nohrstedt, 1992, Stuanes *et al.*, 1992, Tyler *et al.*, 1992, Smith *et al.*, 1993, Meiwes *et al.*, 1998).

Förändringar i pH innebär, förutom direkta effekter på vegetationen av låga pH-värden, främst att lösligheten av många ämnen i marken förändras. Ett flertal studier (Nohrstedt, 1992, Tyler *et al.*, 1992, Norton *et al.*, 1994, Adams *et al.*, 1997, Emmett *et al.*, 1997, Emmett *et al.*, 1998, Meiwes *et al.*, 1998) har visat att lösligheten av det icke-essentiella och i höga koncentrationer toxiska ämnet aluminium ökar vid sjunkande pH-värden, framförallt vid $\text{pH} < 4,5$ (Bertills och Hanneberg, 1995). En majoritet av litteraturen visar dessutom en ökad löslighet av näringsämnena kalcium, kalium och magnesium som en följd av ökande surhet vid simulerad deposition av försurande och gödande ämnen (Bergkvist, 1986, Tyler *et al.*, 1992, Norton *et al.*, 1994, Wilson och Skeffington, 1994, Adams *et al.*, 1997, Emmett *et al.*, 1997, Emmett *et al.*, 1998, Meiwes *et al.*, 1998). Temporärt innebär detta att växternas tillgång på dessa näringsämnen ökar, men det innebär även att jonerna lätt urlakas ur marken. Hur stor andel av ämnena som tas upp i biomassan och hur mycket som urlakas varierar beroende av trädslag och hur långt ner i jorden försurningen spridit sig (Bergkvist och Folkesson, 1995). Efterhand leder dock båda dessa processer till att näringskapitalet i marken försämras, vilket tillsammans med en hög kvävetillgång kan leda till näringsobalans och därmed försämrad vitalitet och tillväxt hos vegetationen.

I Sverige råder delade meningar om huruvida skogsjordarna i de södra delarna av landet nått ett kritiskt läge där försurningen fortgått till ett stadium som marken har svårt att återhämta sig från, samt huruvida pH sjunkit så kraftigt att övriga pH-relaterade processer i marken (se ovan) drivits till ett stadium som inte längre är hållbart med avseende på skogsbruk i ett långsiktigt perspektiv. Syftet med denna rapport är därför att belysa den markkemiska statusen i mineraljord i barrskog i Skåne idag, samt att utvärdera de markkemiska förändringar som skett i denna del av landet under det senaste decenniet. Detta har gjorts genom att diverse markkemiska parametrar analyserats på 32 barrskogslokaler i Skåne, tre gånger (1988, 1993 och 1999) under de senaste elva åren. Utvärderingen har fokuserats på det markkemiska tillståndet i mineraljordens 20-30 cm, eftersom klimat- och tillväxtinducerade effekter är betydligt lägre i denna del av jorden än i ytligare jordskikt, och vid utvärdering av markkemiska förändringar på längre sikt är därför dessa jordlager mer lämpade att dra slutsatser från.

2. Material och Metod

2.1 Beskrivning av försöksupplägg och provytor

I snitt fyra provytor i varje skogsvårdsdistrikt i Skåne valdes 1985 ut för uppföljningen och dokumenteringen av skogsskadeutvecklingen i länet. Det totala antalet provytor blev 44 stycken. Bestånden valdes huvudsakligen så att ett bestånd i 20-årsåldern, ett i 30-årsåldern, ett i 40-årsåldern och ett äldre bestånd inkluderades. Bestånden består huvudsakligen av gran men i före detta Kristianstad län inkluderades även nio talltytor och i före detta Malmöhus län två boktytor. Provytestorlekarna valdes till 30*30 m, med undantag av de då 20-åriga bestånden, där provytan valdes till 10*10 m. De flesta provytor ligger 50 m från öppna beståndgränser och är utlagda så att hela ytan utgörs av fastmark. För ytterligare beskrivning av provytorna, se Skånes samrådsgrupp mot skogsskador (1986).

Markprover från ytorna har tagits i fyra omgångar, från 1985 till 1999. Förändringar i markkemin i Skåne har således följts under 14 års tid. I denna rapport har dock resultat från 1985 exkluderats eftersom provtagnings- och analysmetodik förändrats avsevärt till efterföljande år. Mellan åren 1988, 1993 och 1999 har endast smärre förändringar i metodik skett och jämförelser mellan dessa år bör därför ge en trovärdig bild av de förhållanden som råder. Av de ursprungliga 44 ytorna försvann en redan till 1993 och ytterligare ett antal ytor försvann sedan mellan 1993 och 1999 p g a kalhuggning och vägdragning. Eftersom de värden som erhålls efter en kalhuggning alternativt på en ny yta ej är jämförbara med tidigare värden i de ursprungliga bestånden har dessa ytor exkluderats helt i analyserna. Totalt omfattar därför denna elvaårsutvärdering 32 lokaler i Skåne. Lokalernas geografiska läge finns redovisade i Appendix A.

2.2 Markprovtagning

Markprovtagning på ytorna har genomförts under sensommar och höst åren 1988 och 1993 och under tidig vår 1999. Humusskiktet och mineraljorden, på 0-10 cm respektive 20-30 cm djup, har provtagits alla tre åren. Denna rapport behandlar dock enbart mineraljordens 20-30 cm samt kol- och kvävehalt i humus. Provtagningen har skett på 15 punkter längs diagonalerna på varje yta (med 50 respektive 25 mm diameterprovborr). Dessa 15 delprov har därefter sammanslagits till ett sammelprov per diagonal, d v s 2 sammelprov per yta. Metodiken innebär att den naturliga variationen täcks med ungefär $\pm 10\%$ och de analyserade dubbelproven speglar såväl denna naturliga variation som analysmetodisk osäkerhet (Nihlgård, muntligen). Sällning har skett med 2 mm såll för mineraljord och med 6 mm såll för humus. Innan lagring lufttorkades all jord i rumstemperatur. Analyser har genomförts på prover torkade vid 40°C med korrektion för vattenhalten upp till 85°C .

2.3 Kemiska analyser

Mineraljorden har analyserats med avseende på pH-värde, utbytbara makroämnen, aluminiumhalt och total utbytbar aciditet. Extraktion av utbytbara makroämnen (kalций, kalium, magnesium och natrium) genomfördes 1988 och 1993 i ammoniumklorid (NH_4Cl) enligt Balsberg (1990). 20 g mineraljord extraherades då i 1,0 M NH_4Cl . 1999 extraherades istället 20 g mineraljord i 0,1 M bariumklorid (BaCl_2) enligt ICP-Forest (1998). Koncentrationerna av de extraherade ämnena analyserades med Inductively Coupled Plasma analysator (Perkin-Elmer) 1988 och 1999 medan Varians Atomabsorptionsspektrofotometer användes 1993.

Den totala utbytbara aciditeten bestämdes 1988 och 1993 genom extraktion av 20 g mineraljord i 100 ml 1,0 M KCl (Balsberg, 1990). Extraktet filtrerades av och total utbytesaciditet samt utbytbart aluminium bestämdes genom titrering av filtratet med saltsyra (HCl) respektive natriumhydroxid (NaOH). 1999 bestämdes aluminiumkoncentrationen genom BaCl_2 -extraktion (ICP-Forest, 1998) och total utbytesaciditet beräknades genom summering av aluminiumkoncentrationen med koncentrationerna av järn-, mangan- och vätejoner, vilka också bestämts genom extraktion i BaCl_2 (för ytterligare information, se appendix B). pH bestämdes i BaCl_2 1999, medan KCl-filtratet användes 1988 och 1993. 1993 och 1999 mättes pH även i destillerat vatten.

Eftersom olika metoder har använts vid bestämningen av utbytbara makroämnen, aluminium, total utbytesaciditet och pH genomfördes en jämförelse av dessa metoder. Jämförelsens syfte var att utvärdera eventuella skillnader i extraktionsförmåga hos BaCl_2 och NH_4Cl vad avser baskatjoner samt att utvärdera skillnader vid bestämning av total utbytesaciditet och aluminium vid användning av BaCl_2 respektive KCl. Resultat och utvärdering av jämförelsen finns i Appendix B. Eftersom metoderna uppvisade vissa skillnader i extraktionsförmåga (se Appendix B) har korrigerade värden (baserade på resultaten från denna jämförelse) för kalium, natrium, aluminium och total utbytesaciditet använts genomgående i denna rapport.

I humuskiktet har enbart kol- och kvävehalter analyserats. Dessa analyser utfördes på samtliga lokaler endast 1993 och 1999. Totalhalt av kol (C) analyserades på ett automatiskt LECO-instrument (Carbon determinator CR12). Totalhalten av kväve (N) bestämdes med Kjeldahl-teknik. (Balsberg, 1990, ICP-Forest, 1998)

2.4 Statistiska analyser

Vid statistisk bearbetning av data har programmen Statview 4.5 och SuperANOVA 1.1 använts. Repeated measures ANOVA har använts som ett test för statistiska skillnader mellan medelvärden för de tre åren (1988, 1993 och 1999). Vid signifikant skillnad med ANOVA har multipla jämförelser mellan alla par av medelvärden utvärderats med hjälp av parat t-test (post-hoc test). Detta test har även använts vid bearbetning av de parametrar för vilka data endast finns för två år. Korrigering av p-värden, eftersom ett flertal statistiska tester gjorts, har skett genom Bonferronimetodik (Sokal och Rohlf, 1995). De data som uppvisade en skev fördelning, dvs ej var normalfördelade och vars varians ej var homogen, transformerades genom logaritmering före den statistiska bearbetningen. Vid metodikjämförelsen har regression använts för att undersöka skillnader i extraktionsförmåga mellan de olika kemiska föreningarna.

2.5 Definition av ordet "förändring" vad avser de olika markkemiska parametrarna

En upprepad analys av ett jordprov, från samma lokal med samma metod, innebär att en variation från det ursprungliga värdet på upp till $\pm 10\%$ kan förekomma (Nihlgård, muntligen). Definitionen på en positiv eller negativ förändring här (tabell 3) är därför en förändring av värdet med mer än 10% jämfört med föregående mättillfälle. Detta gäller alla baskatjoner (Ca, K, Mg, Na) samt aluminium, mangan, total utbytesaciditet och katjonutbyteskapacitet. För basmättnad har ej samma princip tillämpats, se diskussionen. En pH-förändring ($\text{H}_2\text{O}/\text{KCl}/\text{BaCl}_2$) anses här vara en förändring av pH-värdet med mer än 0,1 pH-enhet.

2.6 Definition av begrepp relaterade till markkemisk status

Baskatjoner	utgörs av kalcium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg) och natrium (Na)
Total utbytesaciditet	Tot UA; $\sum[\text{Al}^{3+}][\text{H}^+][\text{H}^+_{\text{org}}]$ där Al^{3+} = aluminiumjoner, H^+ = vätejoner och H^+_{org} = vätejoner från organiska syror
Katjonutbyteskapacitet	CEC; den totala mängden utbytbara katjoner en jord kan adsorbera $\sum[\text{Al}^{3+}][\text{H}^+][\text{H}^+_{\text{org}}][\text{Ca}^{2+}][\text{K}^+][\text{Mg}^{2+}][\text{Na}^+]$
Basmättnad	den del av katjonutbyteskapaciteten som utgörs av baskatjoner $\sum([\text{Ca}^{2+}][\text{K}^+][\text{Mg}^{2+}][\text{Na}^+])/ \text{CEC}$

3. Resultat

3.1 Aciditet

Både aluminium och total utbytesaciditet ökar signifikant från 1988 till 1999 (figur 1, tabell 1). Ökningen i aluminiumkoncentration är däremot ej signifikant mellan 1993 och 1999 men nästan 40% av ytorna visar en ökning med mer än 10% (tabell 3). Tendensen att koncentrationerna fortsätter att stiga indikeras även av att minimum- och maximumvärden ökar genomgående under hela perioden (tabell 2). Liksom aluminium visar även den totala utbytesaciditeten ökande minimum- och maximumvärden (tabell 2) och i snitt har utbytesaciditeten ökat med 157% från 1988 till 1999. Mycket få ytor visar någon gång under perioden en minskande aciditet (tabell 3). I motsats till total aciditet och aluminium sjunker halterna av mangan, som är en annan sur jon, från 1993 till 1999 (figur 1, tabell 2). Skillnaden mellan åren är dock ej signifikant (tabell 1).

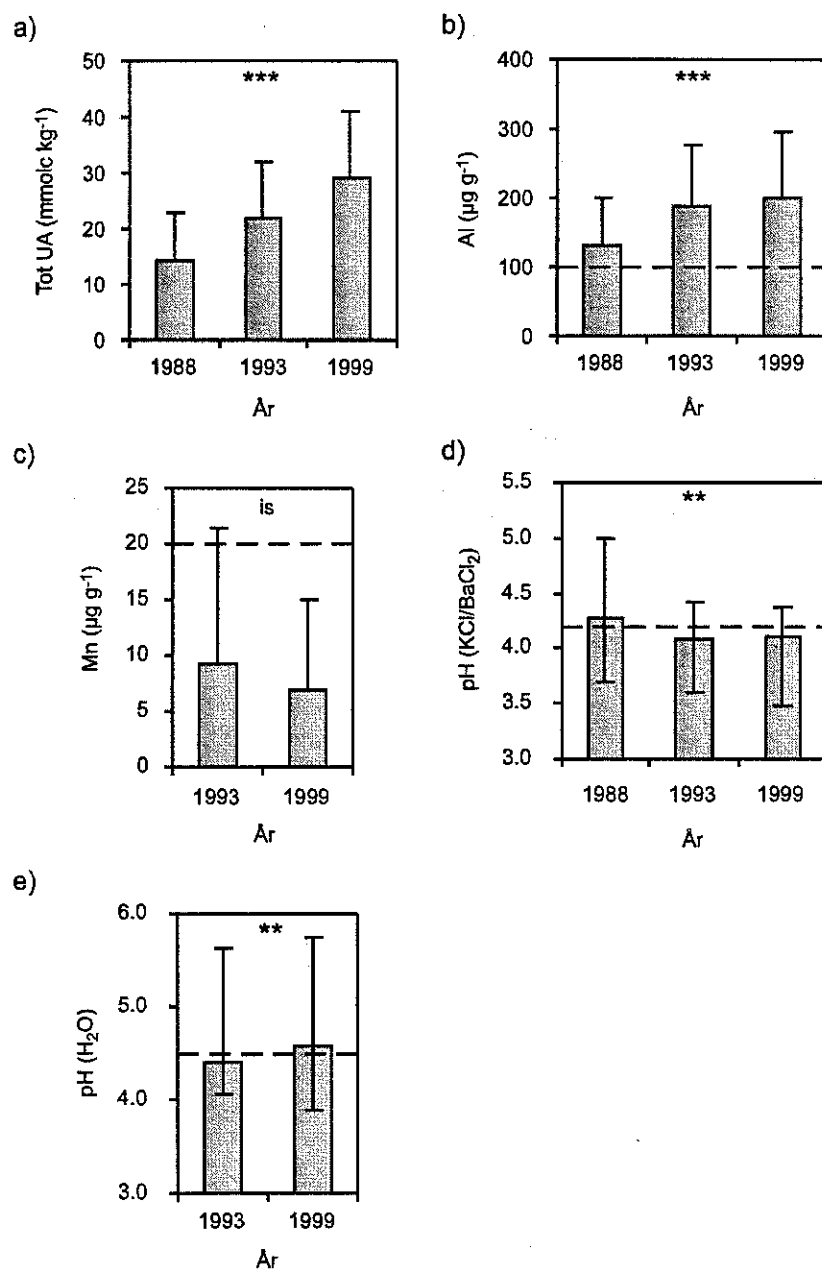
pH (KCl/BaCl₂) sjunker signifikant från 1988 till 1993 (figur 1, tabell 1). Från 1993 och fram till idag har dock ingen större förändring i pH skett och tabell 3 visar att endast 13% av ytorna uppvisar sjunkande pH-värden till 1999 (jämfört med 65% av ytorna från 1988 till 1993). Minimum- och maximumvärdena minskar dock under hela perioden (tabell 2). pH (H₂O) (vilket bara analyserades 93 och 99) visar en signifikant ökning mellan 1993 och 1999 (figur 1, tabell 1).

Tabell 4 visar antalet ytor som har en aluminiumhalt respektive manganhalt som är högre än och pH-värden som är lägre än rekommenderade värden för 20 cm nivån i en produktiv boreal barr- eller blandskogsjord (Nihlgård, 1999). De rekommenderade värdena visas i figur 1. Redan 1988 hade 61% av ytorna en aluminiumkoncentration som överskred 100 µg g⁻¹. Idag har 84% av ytorna högre värden. Vad gäller pH har antalet ytor med ett pH-värde som underskrider gränsen för starkt försurad skogsmark, d v s pH 4,2, stigit från 10 lokaler 1988 till 22 lokaler 1993 och 1999.

3.2 Utbytbara makroämnen

Varken kalcium eller natrium uppvisar någon signifikant skillnad i koncentration i marken på 20-30 cm djup (figur 2, tabell 1). Halterna av kalcium ökar dock på många av ytorna från 1988 till 1993, men värdena sjunker sedan åter till 1999 (tabell 3). Sett över hela perioden har kalciumnivån ökat på 47% av ytorna medan den har minskat på 38% av dem. Antalet ytor med värden under riktvärdena för kalcium (Nihlgård, 1999) finns i tabell 4.

Magnesium visar en signifikant minskning från 1993 till 1999, medan värdena 1988 och 1993 inte skiljer sig åt (figur 2, tabell 1). Tabell 4 visar att antalet ytor med en magnesiumhalt som uppnår det rekommenderade värdet (Nihlgård, 1999) har varit lågt ända sedan 1988. Vad gäller kalium har antalet ytor vars koncentration ligger under riktnivån hela tiden ökat (tabell 4). Både magnesium och kalium uppvisar samma trend som kalcium, d v s en stor andel av ytorna får en ökad halt till 1993 (tabell 3) men sedan sjunker koncentrationerna till 1999.



Figur 1. Medelvärde $\pm$ standardavvikelse för a) total utbytesaciditet, b) aluminium och c) mangan respektive medianvärde med minimum- och maximumvärden för d) pH (KCl/BaCl₂) och e) pH (H₂O) i mineraljord (20-30 cm) på 31 lokaler i Skåne. Signifikanta skillnader (repeated measures ANOVA respektive parat t-test) indikeras med: *= $p < 0.05$, **= $p < 0.01$ och ***= $p < 0.001$. Icke signifikant skillnad indikeras med is. För post-hoc resultat (parat t-test), se tabell 1. Den streckade linjen visar rekommenderade maximumnivåer för aluminium och mangan respektive minimumnivåer för pH, vad avser markens utbytbara fas, i en långsiktigt produktiv skogsmark (Nihlgård, 1999).

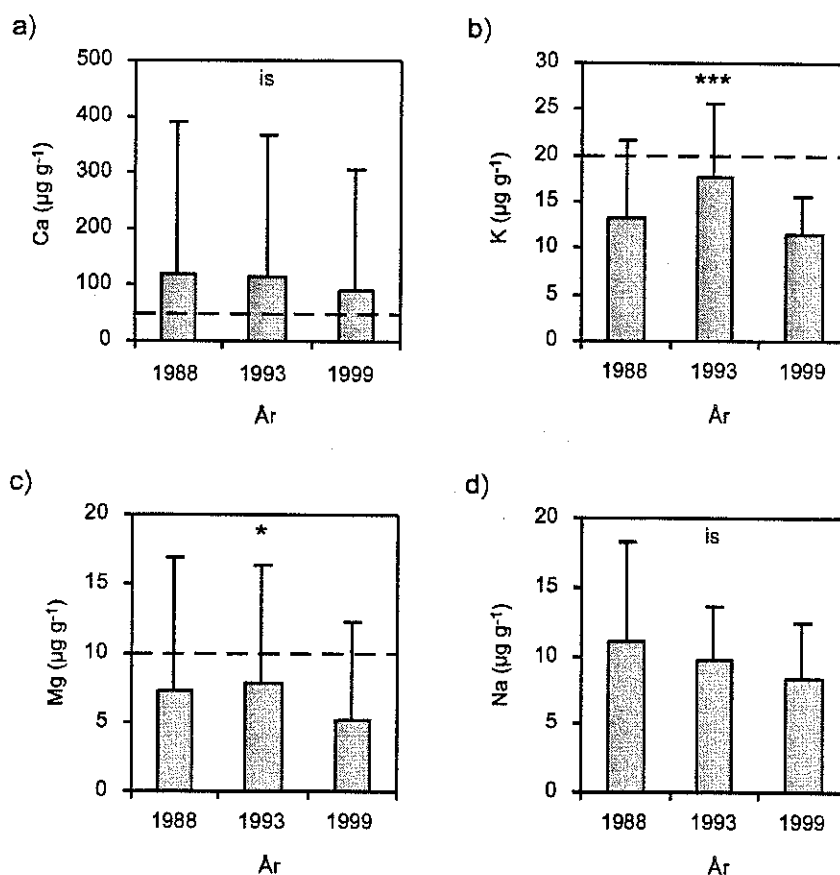
Tabell 1. Statistiska data för olika parametrar analyserade 1988, 1993 och 1999 på 32 lokaler i Skåne. Statistiska värden anges för repeated measures ANOVA (utvärderar om någon skillnad finns mellan tre analystillfällen) och vid signifikant resultat för ANOVA anges även resultat för post-hoc test (utvärderar skillnader mellan respektive år). Parat t-test har använts som post-hoc test. De parametrar för vilka data finns endast två år har analyserats enbart med parat t-test. p-värden har korrigerats genom Bonferronimetodik. Signifikanta skillnader indikeras med: *=p<0.05, **=p<0.01 och ***=p<0.001. Icke signifikant skillnad indikeras med is.

Parameter	df	ANOVA		t-test		
		F	p	år	t	p
Total utbytesaciditet	30	67,57	***	1988 vs 1993	-7,60	***
				1993 vs 1999	-5,98	***
				1988 vs 1999	-9,24	***
Aluminium	30	32,61	***	1988 vs 1993	-6,84	***
				1993 vs 1999	-1,78	is
				1988 vs 1999	-6,47	***
Mn	31			1993 vs 1999	1,64	is
H ⁺ (salt)	30	5,91	**	1988 vs 1993	-3,84	**
				1993 vs 1999	0,98	is
				1988 vs 1999	-2,09	is
H ⁺ (H ₂ O)	31			1993 vs 1999	3,64	**
Kalcium	31	2,78	is			
Kalium	31	23,18	***	1988 vs 1993	-5,06	***
				1993 vs 1999	9,43	***
				1988 vs 1999	0,17	is
Magnesium	31	3,60	*	1988 vs 1993	-0,58	is
				1993 vs 1999	4,20	***
				1988 vs 1999	1,72	is
Natrium	31	2,88	is			
Kationutbyteskapacitet	30	26,77	***	1988 vs 1993	-4,63	***
				1993 vs 1999	-3,40	**
				1988 vs 1999	-6,24	***
Basmättnad	30	15,66	***	1988 vs 1993	1,56	is
				1993 vs 1999	4,83	***
				1988 vs 1999	4,11	***
C/N	30			1993 vs 1999	1,47	is

Tabell 2. Medel- (medianvärden vad avser pH), minimum- samt maximumvärden för diverse markkemiparametrar som analyserats på 32 lokaler i Skåne under åren 1988, 1993 och 1999.

Parameter	år	medelvärde	minimum	maximum
Total utbytesaciditet (mmolc kg ⁻¹)	1988	14,5	2,1	32,7
	1993	21,7	4,9	44,7
	1999	28,8	9,8	54,7
Aluminium (µg g ⁻¹)	1988	129,5	18,7	261,5
	1993	188,7	22,1	348,3
	1999	200,5	45,8	397,3
Mangan (µg g ⁻¹)	1993	9,2	0,38	63,9
	1999	6,9	0,48	35,8
pH (KCl/BaCl ₂)	1988	4,27	3,69	4,99
	1993	4,07	3,61	4,41
	1999	4,10	3,48	4,36
pH (H ₂ O)	1993	4,40	4,05	5,63
	1999	4,58	3,88	5,74
Kalcium (µg g ⁻¹)	1988	119,5	0,4	1081,1
	1993	116,6	5,1	1106,0
	1999	88,4	2,4	921,5
Kalium (µg g ⁻¹)	1988	13,3	3,6	37,3
	1993	17,6	6,5	45,7
	1999	11,6	5,2	18,0
Magnesium (µg g ⁻¹)	1988	7,2	0,32	37,3
	1993	7,9	1,4	37,0
	1999	5,2	1,2	32,8
Natrium (µg g ⁻¹)	1988	11,1	1,6	37,3
	1993	9,7	3,1	18,5
	1999	8,4	3,8	23,8
Katjonutbyteskapacitet (mmolc kg ⁻¹)	1988	21,9	5,7	60,7
	1993	29,2	9,7	64,4
	1999	34,5	15,7	59,2
Basmättnad (%)	1988	21,9	3,3	96,0
	1993	20,0	4,2	92,4
	1999	13,4	2,5	83,4
C/N	1993	26,5	19,6	39,0
	1999	25,9	17,8	36,6

Natrium avviker från övriga baskatjoner genom att inte ha någon topp 1993 och att den dominerande andelen av ytorna istället visar en minskad halt av ämnet detta år (tabell 3). Maximumvärdet är också lägst 1993 (tabell 2). Sett över hela perioden (1988 till 1999) har natriumhalterna minskat på drygt 55 % av ytorna (tabell 3).



Figur 2. Medelvärde $\pm$ standardavvikelse för a) kalcium b) kalium c) magnesium och d) natrium i mineraljord (20-30 cm) på 32 lokaler i Skåne. Signifikanta skillnader (repeated measures ANOVA) indikeras med: *= $p < 0.05$, **= $p < 0.01$ och ***= $p < 0.001$. Icke signifikant skillnad indikeras med is. För post-hoc resultat (parat t-test), se tabell 1. Den streckade linjen visar rekommenderade minimumnivåer av respektive ämne, vad avser markens utbytbara fas, i en långsiktigt produktiv skogsmark (Nihlgård, 1999).

3.3 Katjonutbyteskapacitet och basmättnad

Katjonutbyteskapaciteten ökar signifikant under hela den period då denna studie pågått (figur 3, tabell 1). Mer än 70 % av ytorna har fått en ökad utbyteskapacitet (tabell 3) och den genomsnittliga ökningen ligger på 89%. Samtidigt ökar även minimumvärdet (tabell 2). Andelen ytor som ligger på en nivå över lägsta rekommenderade värde har också ökat stadigt fram till 1999 (tabell 4).

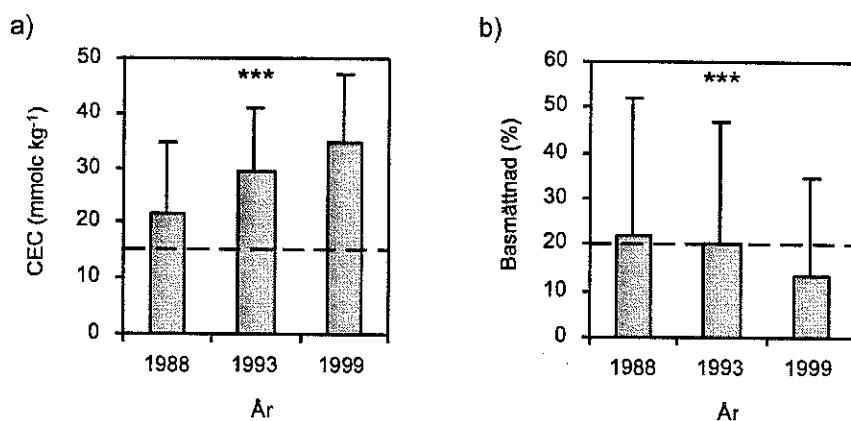
I motsats till katjonutbyteskapaciteten sjunker basmättnaden i marken från 1988 till 1999 (figur 3, tabell 1). Skillnaden mellan 1988 och 1993 är dock ej signifikant. Tabell 2 visar att maximumvärdet för basmättnad har reducerats med drygt 10%, från 96 till 83% under elva år. Andelen ytor med en basmättnad under riktvärdet 20% (Nihlgård, 1999) ligger under hela perioden på ungefär 80% (tabell 4). Andelen ytor med värden under 10% ökar däremot från 58% till 81%.

Tabell 3. Andelen ytor (%), av de 32 markprovtagna lokalerna i Skåne, vars värden för diverse markkemiparametrar förblivit oförändrade, ökat respektive minskat från 1988 till 1999. Basmätnad har exkluderats p g a att värdena är så låga att differenser ej kan avgöras med någon säkerhet.

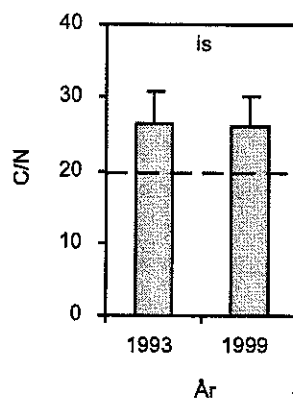
Parameter	år	oförändrad	ökat	minskat
Total utbytesaciditet	1988 vs 1993	12,9	83,9	3,2
	1988 vs 1999	3,2	93,5	3,2
	1993 vs 1999	9,7	83,9	6,5
Aluminium	1988 vs 1993	16,1	83,9	0
	1988 vs 1999	12,9	83,9	3,2
	1993 vs 1999	41,9	38,7	19,4
Mangan	1993 vs 1999	22,6	32,3	48,4
pH (KCl/BaCl ₂)	1988 vs 1993	25,8	9,7	64,5
	1988 vs 1999	22,6	16,1	61,3
	1993 vs 1999	54,8	32,3	12,9
pH (H ₂ O)	1993 vs 1999	28,1	68,8	3,1
Kalcium	1988 vs 1993	9,4	65,6	25,0
	1988 vs 1999	15,6	46,9	37,5
	1993 vs 1999	12,5	6,3	81,3
Kalium	1988 vs 1993	12,5	81,3	6,3
	1988 vs 1999	21,9	34,4	43,8
	1993 vs 1999	12,5	0	87,5
Magnesium	1988 vs 1993	18,8	65,6	15,6
	1988 vs 1999	9,4	37,5	53,1
	1993 vs 1999	6,3	6,3	87,5
Natrium	1988 vs 1993	18,8	37,5	43,8
	1988 vs 1999	12,5	31,3	56,3
	1993 vs 1999	15,6	28,1	56,3
Katjonutbyteskapacitet	1988 vs 1993	9,7	80,6	9,7
	1988 vs 1999	6,5	87,1	6,5
	1993 vs 1999	12,9	71,0	16,1
C/N	1993 vs 1999	29,0	25,8	45,2

3.4 Kol- och kvävehalter i humus

Figur 4 visar att ingen signifikant skillnad i C/N-kvot finns mellan 1993 och 1999. Ungefär en tredjedel av ytorna visar dock en sänkning av kvoten med mer än två enheter och minimumvärdet sjunker från 19,6 1993 till 17,8 1999 (tabell 2). Antalet ytor med en kvot under 20 är dock relativt oförändrat (en yta 1993 jämfört med två ytor 1999), liksom andelen ytor med en kvot över 30 (ungefär 20% under hela tidsperioden). Andelen ytor med C/N-kvoter mellan 20 och 25 respektive 25 och 30 ligger därför på 35-40% vardera.



Figur 3. Medelvärde ± standardavvikelse för a) katjonutbyteskapacitet och b) basmåtnad i mineraljord (20-30 cm) på 31 lokaler i Skåne. Signifikanta skillnader (repeated measures ANOVA) indikeras med: *= $p < 0.05$, **= $p < 0.01$ och ***= $p < 0.001$. Icke signifikant skillnad indikeras med is. För post-hoc resultat (parat t-test), se tabell 1. Den streckade linjen visar rekommenderade minimumnivåer för respektive parameter, vad avser markens utbytbara fas, i en långsiktigt produktiv skogsmark (Nihlgård, 1999).



Figur 4. Medelvärde ± standardavvikelse för C/N-kvoter i humus på 31 lokaler i Skåne. Signifikanta skillnader (parat t-test) indikeras med: *= $p < 0.05$, **= $p < 0.01$ och ***= $p < 0.001$. Icke signifikant skillnad indikeras med is. Den streckade linjen visar rekommenderad minimumnivå i en långsiktigt produktiv skogsmark (Nihlgård, 1999), d v s den gräns under vilken nitratturlakning ur skogsekosystem med stor sannolikhet sker.

Tabell 4. Antal ytor vars värden för diverse markkemiska parametrar understiger (baskatjoner, basmättnad, katjonutbyteskapacitet samt pH) alternativt överstiger (aluminium- och manganhalt) rekommenderade minimum- respektive maximumvärden för en produktiv boreal barr- eller blandskogsjord på 20 cm djup. Rekommenderade värden redovisas i figur 1, 2, 3 och 4.

Parameter	År	Antal ytor vars värde understiger/överstiger rekommenderade värden	Andel ytor (%) vars värde understiger/överstiger rekommenderade värden
Aluminium	1988	19	61,3
	1993	25	80,6
	1999	26	83,9
Mangan	1993	3	9,7
	1999	2	6,5
pH (KCl/BaCl ₂)	1988	10	32,3
	1993	22	71,0
	1999	22	71,0
pH (H ₂ O)	1993	22	68,8
	1999	10	31,3
Kalcium	1988	25	78,1
	1993	23	71,9
	1999	26	81,3
Kalium	1988	24	75,0
	1993	20	62,5
	1999	32	100,0
Magnesium	1988	25	78,1
	1993	25	78,1
	1999	30	93,8
Katjonutbyteskapacitet	1988	11	35,5
	1993	3	9,7
	1999	0	0
Basmättnad	1988	24	77,4
	1993	25	80,6
	1999	26	83,9
C/N	1993	1	3,2
	1999	2	6,5

4. Diskussion

Resultaten från denna studie visar att försurningen av sydsvensk skogsmark fortsätter och dessutom är omfattande. pH (KCl/BaCl_2) i mineraljord (20-30 cm) på de 32 barrskogslokalerna i har Skåne sjunkit med i snitt 0,15 enheter under de senaste elva åren. Denna sänkning skedde dessutom inom loppet av endast sex år (1988-1993). Detta visar att stora pH-förändringar fortfarande sker i sydsvensk skogsmark trots att de ursprungliga värdena från 1988 var låga och att tidsperioden under vilken mätningarna skett är relativt kort. Förutom att pH fortsätter att sjunka är det oroväckande att en så stor andel av ytorna (drygt 70%) har värden som är lägre än 4,2, d v s det pH-värde vid vilken gränsen för starkt försurad skogsmark går (Nihlgård, 1999). Liksom i Falkengren-Grerup (1986) och Von Butzke (1981) är det de ytor som hade ett högt pH initialt ($>4,5$) som uppvisar de största sänkningarna. Att sänkningen av pH-värdena tycks ha avstannat mellan 1993 och 1999 är inte förvånande. Redan 1993 var pH-värdena mycket låga och upplösning i mineraljorden av oorganiska aluminiumföreningar är en mycket stark buffringsprocess som normalt förhindrar att pH sjunker under 4,2. Tillgången på oorganiskt aluminium minskar dock med tiden i den övre delen av starkt försurad mineraljord och buffring sker då istället främst genom upplösning av organiska aluminiumkomplex. Detta är en process som inte buffrar lika starkt och markens pH-värde kan då komma att sjunka ytterligare (Bertills och Hanneberg, 1995), vilket i vissa fall redan verkar vara fallet i Skåne.

Med de låga pH-värden som råder idag i stora delar av Sydsverige är lösligheten av de flesta kationer troligen hög. Att så är fallet i barrskog i Skåne bekräftas av denna studie. Koncentrationerna av det icke-essentiella ämnet aluminium på 20-30 cm nivå i mineraljorden överskrider $100 \mu\text{g g}^{-1}$ på en dominerande andel av ytorna. Mer än hälften av lokalerna hade redan 1988 halter över detta värde och idag har 45 % av lokalerna en aluminiumhalt som är högre än $200 \mu\text{g Al g}^{-1}$ jord, vilket är mycket högt. De höga och ökande aluminiumhalterna i skånsk barrskogsjord innebär även att den totala utbytesaciditeten ökat genomgående under studiens gång. Att höga aluminiumhalter är så vanliga i skånska jordar indikerar en mycket allvarlig utveckling eftersom aluminiumjonerna upptar en allt större andel av katjonutbyteskapaciteten. Detta framgår av de extremt låga basmättnader som råder på praktiskt taget alla de 32 lokaler som provtagits. Höga aluminiumhalter innebär även en hög risk för toxiska effekter på rötter och andra markorganismer. Rotskador, orsakade av förhöjda koncentrationer av aluminium i finrötter, finns dokumenterat (Persson et al., 1995). Aluminiumjonerna konkurrerar dessutom med baskationerna om de negativt laddade grupperna på rotmembranen. Upptaget av dessa viktiga joner kan därför hämmas vid höga aluminiumhalter (Godbold *et al.*, 1988, Blamey and Dawling, 1995, Godbold *et al.*, 1998), vilket kan förstärka effekterna av att en hög kvävetillgång, tillsammans med att näringsämnen urlakas som en följd av försurning, orsakar näringsobalans i vegetation.

Redan 1988 var basmättnaden i skånsk skogsmark mycket låg. 77 % av ytorna hade då värden under det rekommenderade minimumvärdet 20% (Nihlgård, 1999) och 60% av ytorna hade värden som underskred 10%. Att avgöra magnituden av en sänkning från 1988 till 1999 är därför svårt, eftersom felmarginalerna vid sådana låga värden (<10%) är svåra att bedöma. Alarmerande är dock att 1999 hade 81% av lokalerna en basmättnad under 10% och många av ytorna hade dessutom värden som underskred 5%. En så låg basmättnad innebär i praktiken att markens förråd av utbytbara baskatjoner är slut. De största förändringarna har skett på de ytor som hade en hög basmättnad från början, vilket indikeras av att maximumvärdet sjunkit från 96% till 83% under de elva år som studien pågått. Sänkningen av basmättnaden mellan 1993 och 1999 verkar dock ej ha påverkat pH i någon större utsträckning. Reduktion i basmättnad utan motsvarande förändring av pH har även visats av Falkengren-Grerup *et al.*, (1987).

Flera andra studier förutom denna visar att en stark reduktion av basmättnaden i de sydsvenska landskapen har skett under den senare hälften av århundradet (Falkengren-Grerup *et al.*, 1987, Falkengren-Grerup och Tyler, 1991b, Falkengren-Grerup och Tyler, 1992, Hallbäcken, 1992). Dessa studier är gjorda i löv- respektive barrskog. Liknande studier med starkt reducerade basmättnader som följd av försurning har även gjorts i England (Adamson, 1996) och Tyskland (Wesselink *et al.*, 1995).

Tendenserna vad gäller kalcium, magnesium och kalium är tydliga. Många värden är genomgående låga under hela elvaårsperioden. De flesta ytorna hade dock en ökad näringstillgång vid provtagningsstillfället 1993. Halterna har sedan åter sjunkit till 1999, dock ej nödvändigtvis under 1988 års nivå. Eftersom halterna i den översta delen av mineraljorden (0-10 cm) minskade från 1988 till 1993 (se Nihlgård, 1996) är den mest troliga förklaringen till de ökande halterna i 20-30 cm delen av mineraljorden att det skett en urlakning av katjonerna ner genom jordprofilen. 1993 innebar denna transport av joner nedåt i jordprofilen att en viss ackumulering av baskatjoner i 20-30 cm nivån skedde, men försurningen och urlakningsprocessen har sedan fortgått och näringsämnena försvunnit till ännu djupare jordlager eller ut i vattensystemen. Att tillgången på lösliga och lätt urlakade anjoner av starka syror (SO_4^{2-} , NO_3^- och Cl^-) är god har stor betydelse för nedtransporten. Denna urlakning av baskatjoner har lett till att jordens översta skikt utarmats och att näringsämnena med största sannolikhet blivit mycket svårtillgängliga för växternas rötter.

De baskatjoner som uppvisar de största negativa förändringarna mellan 1988 och 1999 är magnesium och kalium. Absoluthalterna av båda dessa ämnen är idag extremt låga. Redan då denna studie började var andelen ytor med en kaliumhalt över det rekommenderade minimumvärdet $20 \mu\text{g g}^{-1}$ (Nihlgård, 1999) liten, endast 25% hade uppnådde det rekommenderade värdet. En topp nåddes sedan 1993 då 38% av ytorna hade "tillräckligt" med kalium. Vid provtagningen 1999 hade dock inte en enda av ytorna ett kaliumvärde över de rekommenderade minimumvärdet $20 \mu\text{g g}^{-1}$ och det maximala värdet hade sjunkit till $18 \mu\text{g g}^{-1}$. Detta tyder, trots att ingen signifikant skillnad i K-halt erhöles mellan 1988 och 1999, på att kaliumförråden i den skånska skogsmarken sjunker och att alltfler lokaler inte längre har ett uthålligt näringsutnyttjande vad avser kalium.

Även magnesium uppvisar en liknande trend. 1988 och 1993 uppgick antalet ytor med magnesiumhalter som var lägre än det rekommenderade minimumvärdet ($10 \mu\text{g g}^{-1}$) till 78%. 1999 hade siffran ökat till 94%, vilket innebär att på praktiskt taget alla ytor i Skåne är magnesiumtillgången mycket låg. Liksom för kalium och magnesium är andelen ytor med en mycket låg kalciumförekomst hög. Andelen ligger dock för kalcium ganska konstant (med undantag för en mindre ökning 1993) runt 80% under hela elvaårsperioden, vilket kan bero på att kalciumjoner hör till de joner som binds hårdast till markkolloiderna.

Vad gäller kalium uppvisar 44% av lokalerna en lägre K-halt 1999 jämfört med 1988 medan 34% istället uppvisar en ökning. Detta kan lätt tolkas som att K-halten i marken är mycket variabel. Vid en närmare undersökning kan dock konstateras att de ytor som 1988 uppvisade en låg halt av kalium är de som uppvisar en viss ökning till 1999, medan de ytor som initialt hade högre K-halter genomgående sjunkit kraftigt till samma år. Eftersom mycket låga värden, vilket de flesta ytor uppvisar här, är svåra att reproducera kan 10% variation lättare erhållas och detta innebär att en relativt stor andel av ytorna får en ökande kaliumhalt. Detsamma gäller även magnesium.

Katjonutbyteskapaciteten har ökat stadigt under hela elvaårsperioden. Detta innebär att det har bildats fler utbytespositioner på markpartiklarna, vilket endast är möjligt genom en ökning av mängden organiska kolloider. Att mängden organiska kolloider har ökat kan i sin tur förklaras av en ökad mineralisering som följd av varma vintrar. En ökad mineralisering borde dock även innebära att mängden baskatjoner i jorden ökar. Detta är ju enligt resultaten ovan ej fallet, vilket är ytterligare en indikation på att lösligheten av dessa joner är hög och att de därför troligen har lakats ur eller tagits upp av biomassan.

Resultaten från denna studie visar även att nära 40% av de 32 barrskogsytorna i Skåne ligger i högriskzonen för nitratlakning. Analys av ett antal europeiska skogsekosystem har nämligen visat att det finns ett starkt samband mellan nitratlakning och C/N-förhållanden i humus (Gundersen *et al.*, 1998). Enligt Gundersen *et al.* (1998) innebär en C/N-kvot under 25 en hög risk för nitratlakning och om kvoten sjunker ännu mer, dvs under 20, är nedbrytningshastigheten mycket hög och praktiskt taget alla system läcker nitrat. Eftersom en yta 1993 och två ytor 1999 hade C/N-kvoter som underskred 20 och 11 respektive 12 ytor hade kvoter under 25 är alltså sannolikheten mycket hög att dessa lokaler läcker nitrat. Ungefär 20% av lokalerna hade både 1993 och 1999 C/N-kvoter över 30, vilket enligt Gundersen *et al.* (1998) innebär att risken för urlakning på dessa ytor är praktiskt taget obefintlig. Hur omfattande nitratlakningen på lokalerna i Skåne är, är av stor betydelse inte bara för de enskilda skogsbestånden utan även för omgivande vattensystem.

Gundersens *et al.* (1998) metod för att bedöma nitratlakning har visat sig vara mycket användbar i ett homogent klimatområde och i en homogen ekosystemtyp och vi anser därför att den är applicerbar på bestånden i denna studie. Ålder på bestånden är dock en faktor som sannolikt kan ha stor betydelse för nitratlakningen i ett bestånd. Unga bestånd har en hög tillväxt och kan därför med stor sannolikhet ha relativt låga C/N-kvoter utan att läcka medan äldre bestånd och bestånd med låg vitalitet och därmed dålig tillväxt (lågt N-upptag) kan tänkas läcka nitrat även vid lite högre kvoter. I denna studie har alla bestånd uppnått en ålder av minst 35 år, vilket innebär att tillväxten i dem avtagit, och indikationer finns även på att vitaliteten hos flera bestånd har försämrats (Thelin *et al.*, manus).

Flera definitioner på vad kvävemättnad innebär förekommer i litteraturen (Nilsson, 1986, Ågren och Bosatta, 1988, Aber *et al.*, 1989). Vi ansluter oss till Aber *et al.* (1989), vilka definierar ett kvävemättat system som ett system där tillgången på oorganiskt kväve överskrider växters och mikrobers kombinerade näringsbehov av ämnet. Att nitratlakning med stor sannolikhet förekommer på ett flertal lokaler i Skåne, enligt Gundersens *et al.* (1998) C/N-metod, innebär därför att dessa skogssystem är att anse som kvävemättade.

pH i vattenlösning uppvisade en signifikant ökning mellan 1993 och 1999, medan pH i saltlösning var relativt oförändrad. Denna skillnad beror med stor sannolikhet på att pH(H₂O) är mycket lättpåverkat och fluktuerar beroende av både klimat och årstid. 1993 togs jordproverna under sensommar och höst medan de 1999 togs tidigt på våren. En "sommareffekt", d v s att förråden tömts, kan därigenom ha erhållits 1993.

Vad som kan anses vara en förändring i en markparameter kan naturligtvis diskuteras och variationen är ofta påtaglig. De marginaler som anges här baseras på felprocent vid upprepad analys med samma metod. Om detta är en bra lösning kan ifrågasättas men marginalerna för vad som kan anses vara en förändring är dock relativt goda. De riktvärden för flertalet markkemiparametrar som anges i figur 1, 2, 3 och 4 i resultatdelen är ungefärliga och avser markens utbytbara fas, på 20 cm djup, i en långsiktigt produktiv boreal barr- eller blandskogsjord. Dessa riktvärden är ursprungligen utformade av belgiska forskare men har anpassats till sydsvenska förhållanden. Anpassningen till rekommendationsvärdena grundar sig på en lång erfarenhet av analyser på såväl mark som träd i södra Sverige. (Nihlgård, 1999)

Genom att denna studie koncentrerats på 20-30 cm djup i mineraljorden speglar resultaten inte enbart tillfälliga fluktuationer utan visar att negativa förändringar har skett i skånsk skogsmark, framförallt i granbestånd, under de senaste elva åren. Marktillståndet var allvarligt redan 1988, med låga basmättnader och höga aluminiumhalter. 1999 års resultat visar att situationen nu förvärrats ytterligare och att den ökning av koncentrationerna av flera näringsämnen som skedde 1993 bara var tillfällig. 81 % av de 32 lokalerna har idag en basmättnadsgrad som understiger 10 %. Absolutvärdena av både kalium, magnesium och kalcium är mycket låga. Samtidigt fortsätter aluminiumhalterna att öka. Tillsammans indikerar detta att näringstillståndet i skånska jordar inte längre är långsiktigt hållbart.

Är då dessa markkemiska förändringar av betydelse? Tillväxten i våra skogar är ju högre än någonsin. Detta stämmer, men hur länge till kan tillväxten av biomassa fortgå? Att den för tillfället är hög beror troligen på det senaste decenniets goda kvävetillgång, i kombination med en hög löslighet av (p g a försurningen), och därmed tillfälligt god tillgång på, näringsämnen i marken. Ett högt upptag av baskatjoner och andra näringsämnen, för att kompensera för det höga kväveupptaget, innebär dock att då biomassauttag sker kommer en relativt sett större andel av näringsämnena att transporteras ut ur skogsekosystemen. Ett högt biomassauttag kan därför, tillsammans med den urlakning av näringsämnen som skett, leda till att jorden blir helt utarmad på näringsämnen. Att näringsobalans redan råder i granbestånd i Skåne finns dokumenterat (Thelin *et al.*, 1998). Indikationer finns dessutom på att granbestånd som är äldre än 40 år har en försämrad tillväxt och vitalitet kopplat till denna näringsobalans (Thelin *et al.*, manus). Detta bekräftar att den alarmerande marksituation som denna studie visar redan har börjat påverka trädens hälsa.

Marken är grundstenen i skogen. Vill man bibehålla en produktiv skogsmark är en långsiktigt hållbar markanvändning, där en god markkemistatus återupprättas, av största vikt. För att åstadkomma detta, från den mycket negativa marksituation som råder i Skåne idag, kommer åtgärder, i form av minskade biomassauttag eller återföring av näringsämnen till de skånska skogsekosystemen, att krävas.

5. Slutsatser

Försurningen av skånsk skogsmark fortsätter. Ett mycket allvarligt marktillstånd råder därför idag i skånska barrskogsekosystem. Praktiskt taget alla de 32 lokaler som undersökts har extremt låga basmättnader i mineraljordens 20-30 cm. Detta, tillsammans med låga absolutvärden av framförallt kalium och magnesium, indikerar att förråden av utbytbara baskatjoner i skånska jordar idag är praktiskt taget helt uttömda. Istället upptas den största delen av katjonutbyteskapaciteten av det icke-essentiella och i höga koncentrationer skadliga ämnet aluminium, vars förekomst i extraherbar form istället ökat kraftigt. På en stor andel av lokalerna, 40%, är dessutom risken för kvävemättnad och nitraturlakning mycket hög.

Näringstillståndet i skånska jordar är inte längre långsiktigt hållbart. Redan 1988 var marktillståndet allvarligt. Nu har situationen, på relativt kort tid, förvärrats ytterligare. Vill man bibehålla en produktiv skogsmark är en god markkemistatus av största vikt. För att återupprätta en sådan i Skåne krävs åtgärder. Dessa kan vara i form av förändrade odlingsformer eller återföring av näringsämnen till skogsekosystemen. Vidtas däremot inga åtgärder kommer marksituationen i Skånes jordar med största sannolikhet att förvärras ytterligare inom en snar framtid och det är rimligt att förvänta sig accelererande negativa effekter på bestånden.

6. Referenser

- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P. and Melillo, J.M., 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39, 378-386.
- Adams, M.B., 1997. Acidic deposition and sustainable forest management in the central Appalachians, USA. *Forest Ecology and Management*, 122, 17-28.
- Adamson, J.K., Rowland, A.P., Scott, W.A. and Hornung, M., 1996. Changes in soil acidity and related variables over 25 years in the North Pennine Uplands, UK. *Soil Use and management*, 12, 55-61.
- Ballach, H.J., Greven, H. and Wittig, R., 1985. Biomonitoring in Waldgebieten Nordrhein-Westfalens. *Staub Reinhaltung der Luft* 45, 567-573.
- Balsberg-Pålsson, A.M., 1990.Handledning i kemiska metoder vid växtekologiska arbeten. Meddelande från Växtekologiska avdelningen, Lunds Universitet, nr 52.
- Becker, M., Bonneau, M. and Le Tacon, F., 1992. Long-term vegetation changes in an *Abies alba* forest: natural development compared with response to fertilization. *Journal of Vegetation Science* 3, 467-474.
- Bergkvist, B., 1986. Leaching of metals from a spruce forest soil as influenced by experimental acidification. *Water, Air and Soil Pollution* 31, 901-916.
- Bergkvist, B. and Folkesson, L., 1995. The influence of tree species on acid deposition, proton budgets and element fluxes in south Swedish forest ecosystems. *Ecological Bulletins*, 44, 90-99.
- Bertills, U. och Hanneberg, P. (eds), 1995. Försurningen i Sverige – Vad vet vi egentligen? Naturvårdsverkets Rapport 4421. Naturvårdsverket, Solna.
- Blamey, F.P.C. and Dawling, A.J., 1995. Antagonism between aluminium and calcium for sorption by calcium pectate. *Plant and Soil* 171, 1, 137-140.
- Elfving, B. and Tenghammar, L., 1996. Trends of tree growth in Swedish forests 1953-1992. An analysis based on sample trees from the National Forest Inventory. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 11, 26-37.
- Emmett, B.A., Boxman, A.W., Bredemeier, M., Gundersen, P., Kjonaas, O.J., Moldan, F., Schleppi, P., Tietema, A. and Wright, R.F., 1997. Nitrogen – Too much of a good thing? A synthesis of the NITREX project. *Journal of Conference Abstracts* 2, 2, 168.
- Emmett, B.A., Reynolds, B., Silgram, M., Sparks, T.H. and Woods, C., 1998. The consequences of chronic nitrogen additions on N cycling and soil water chemistry in a Sitka spruce stand, North Wales. *Forest Ecology and Management* 101, 165-175.
- Eriksson, E., Karlton, E. and Lundmark, J.E., 1992. Acidification of forest soils in Sweden. *Ambio*, 21, 2, 150-154.
- Falkengren-Grerup, U., 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. *Oecologia (Berlin)*, 70, 339-347.
- Falkengren-Grerup, U., Linnermark, N. and Tyler, G., 1987. Changes in acidity and cation pools of south Swedish soils between 1949 and 1985. *Chemosphere* 16, 2239-2248.
- Falkengren-Grerup, U., 1990. Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929-54 and 1979-88 as related to soil pH. *Vegetatio* 86, 143-150.

Falkengren-Grerup, U. and Tyler, G., 1991b. Changes of cation pools of the topsoil in South Swedish beech forests between 1979 and 1989. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 6, 2, 145-152.

Falkengren-Grerup, U. and Tyler, G., 1992. Changes since 1950 of mineral pools in the upper C-horizon of Swedish deciduous forest soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 64, 3-4, 495-501.

Falkengren-Grerup, U. and Tyler, G., 1993a. Soil chemical properties excluding field-layer species from beech forest mor. *Plant and Soil* 148, 185-191.

Falkengren-Grerup, U. and Tyler, G., 1993b. Experimental evidence for the relative sensitivity of deciduous forest plants to high soil acidity. *Forest Ecology and Management* 60, 311-326.

Falkengren-Grerup, U. and Tyler, G., 1993c. The importance of soil acidity, moisture, exchangeable cation pools and organic matter solubility to the cationic composition of beech forest (*Fagus sylvatica* L.) soil solution. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 156, 365-370.

Godbold, D.L., Fritz, E. and Hüttermann, A., 1988. Aluminium toxicity and forest decline. *Proceedings of the National Academy of Science (USA)* 85, 3888-3892.

Godbold, D.L. and Jentschke, G., 1998. Aluminium accumulation in root cell walls coincides with inhibition of root growth but not with inhibition of magnesium uptake in Norway spruce. *Physiologia-Plantarum* 102, 4, 553-560.

Gundersen, P., Callesen, I. and De-Vreis, W., 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* 102, suppl. 1, 403-407.

Gustafsson, J.P., Jacks, G., Stegmann, B. and Ross, H.B., 1993. Soil acidity and adsorbed anions in Swedish forest soils - long-term changes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 47, 2, 103-115.

Hallbäcken, L., 1992. Long-term changes of base cation pools in soil and biomass in a beech and a spruce forest of southern Sweden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155, 51-60.

ICP-Forest, 1998. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests 1998. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, 4th ed. United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

Johnston, A.E., Goulding, K.W.T. and Poulton, P.R., 1986. Soil acidification during more than 100 years under permanent grassland and woodland at Rothamstead. *Soil Use and Management*, 2, 3-10.

Karlton, E., 1994. Principal geographic variation in the acidification of Swedish forest soils. *Water, Air and Soil Pollution* 76, 353-362.

Kauppi, P.E., Mielikäinen, K. and Kuusela, K., 1992. Biomass and carbon budget of European forests, 1971-1990. *Science* 256, 70-74.

Kuylenstierna, J.C.I. and Chadwick, M.J., 1991. Increases in soil acidity in North-West Wales between 1957 and 1990. *Ambio* 20, 118-119.

Meiwees, K.J., Merino, A. and Beese, F.O., 1998. Chemical composition of throughfall, soil water, leaves and leaf litter in a beech forest receiving long term application of ammonium sulphate. *Plant and Soil*, 201, 217-230.

Nihlgård, B., 1996. Utvärdering av markkemiska analyser efter svenska respektive belgiska metoder (manuskript).

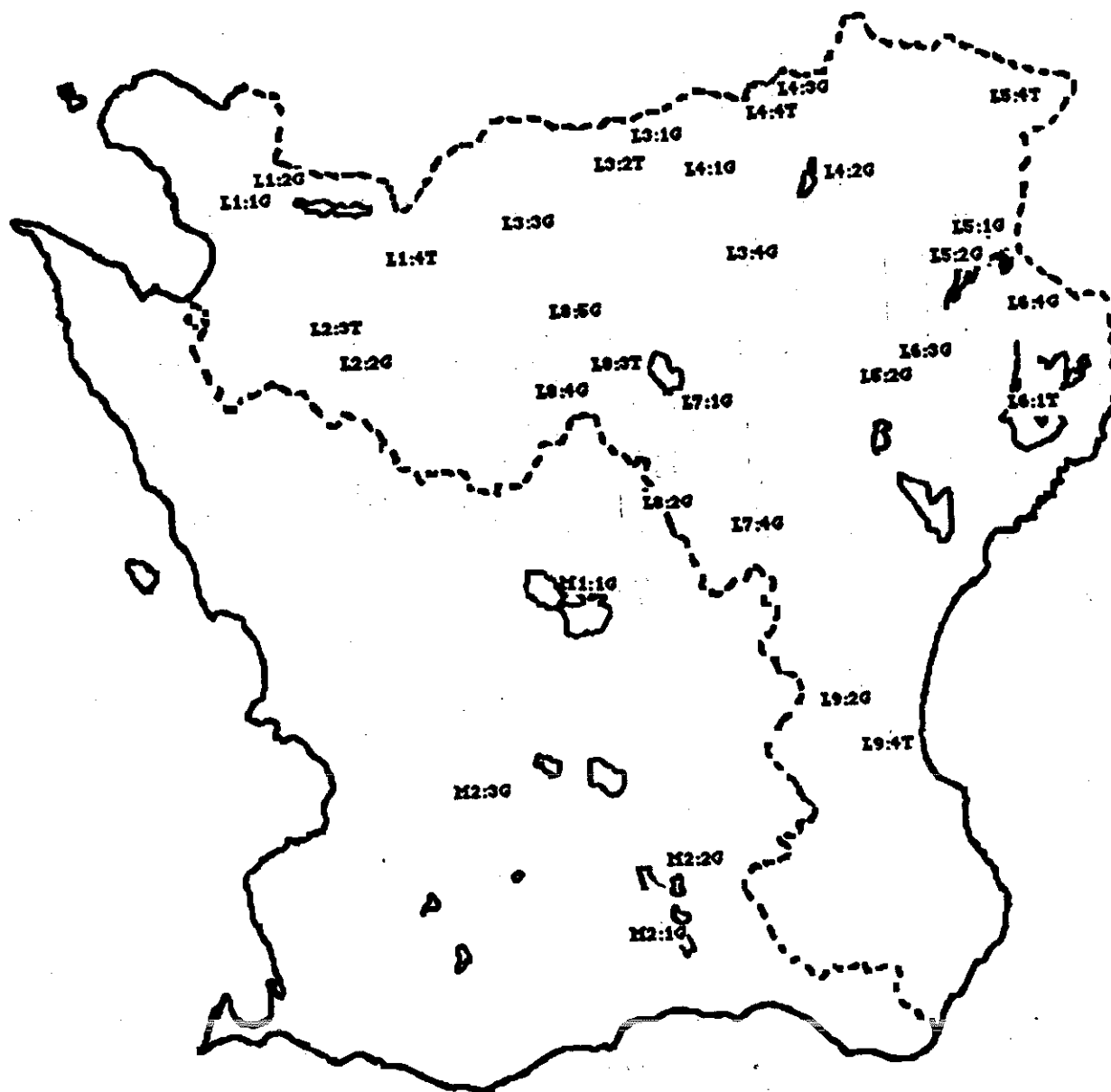
- Nihlgård, B., 1996. Markundersökningar på fasta skogsprovtytor i Skåne 1993. Skånes samrådsgrupp mot skogsskador, rapport 16.
- Nihlgård, B., 1999. Förslag till riktlinjer för bedömning av behovet av mineralkomplettering av normal produktiv skogsmark, pm.
- Nilsson, J., (ed) 1986. Critical loads for nitrogen and sulphur. NORD Miljörapport 11, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 232 pp.
- Nohrstedt, H.Ö., 1992. Soil water chemistry as affected by liming and N-fertilization at two Swedish coniferous sites. *Scandinavian Journal of Forest Research* 7, 143-153.
- Norton, S.A., Kahl, J.S., Fernandez, I.J., Rustad, L.E., Scofield, J.P. and Haines, T.A., 1994. Response of the West Bear Brook Watershed, Maine, USA, to addition of $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$: 3-year results. *Forest Ecology and Management* 68, 61-73.
- Persson, H., Hooshang, M. and Clemensson-Lindell, A., 1995. Effects of acid deposition on tree roots. *Ecological Bulletins* 44, 158-167.
- Skånes samrådsgrupp mot skogsskador, 1986. Fasta skogsprovtytor i Skåne för uppföljning av skogsskador. Rapport 1/86.
- Smith, C.M.S., Cresser, M.S. and Mitchell, D.J., 1993. Sensitivity to acid deposition of dystrophic peat in Great Britain. *Ambio* 22, 22-26.
- Sokal, R.R. and Rohlf, J.F., 1995. Biometry, The principals and practice of statistics in biological research, 3rd ed. WH Freeman and Company, New York.
- Stuanes, A.O., Van Miegroet H., Cole, D.W. and Abrahamsen G., 1992. Recovery from acidification. In: Johnson, D.W. and Lindberg, S.E. (eds). *Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling*, pp 467-494. Springer-Verlag, New York.
- Tamm, C.O. and Hallbäck, L., 1988. Changes in soil acidity in two forest areas with different acid deposition: 1920s to 1980s. *Ambio* 17, 1, 56-61.
- Thelin, G., Rosengren-Brinck, U., Nihlgård, B. and Barkman, A., 1998. Trends in needle and soil chemistry of Norway spruce and Scots pine stands in South Sweden 1985-1994. *Environmental Pollution*, 99, 149-158.
- Thelin, G., Znotina, V. and Rosengren-Brinck, U., 2000. Nutrient imbalance affects Norway spruce vitality in South Sweden (manuscript).
- Tregenza, N.J.C., 1986. Acidification effects on flora of Cornwall. Cornwall Trust Nature Conservation, Review Report 1, 1-21.
- Tyler, G., Balsberg-Påhlsson, A.M., Bergkvist, B., Falkengren-Grerup, U., Folkesson, L., Nihlgård, B., Rühling, Å. and Stjernquist, I., 1992. Chemical and biological effects of artificially increased nitrogen deposition to the ground in a Swedish Beech forest. *Scandinavian Journal of Forest research*, 7, 525-532.
- Van Bremen, N. and Van Dijk, H.F.G., 1988. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environmental Pollution* 54, 249-274.
- Wesselink, L.G., Meiwes, K.J., Matzner, E. and Stein, A., 1995. Long-term changes in water and soil chemistry in spruce and beech forests, Solling, Germany. *Environmental Science and Technology*, 29, 51-58.
- Wilson, E.J. and Skeffington, R.A., 1994. The effects of excess nitrogen deposition on young Norway spruce trees: Part I. The soil. *Environmental Pollution*, 86, 2, 141-151.

Wittig, R., Ballach, H.J. and Brandt, C.J., 1985. Increase of number of acid indicators in the herb layer of the millet grass-beech forest of the Westphalian Bight. *Angewandte Botanik* 59, 219-232.

Von Butzke, H., 1981. Versauern unsere Wälder? Erste ergebnisse der überprüfung 20 jahre alten pH-wert-messungen in Waldböden Nordrhein-Westfalens. *Forst Holzwirt* 21, 542-548.

Ågren, G.I. and Bosatta, E., 1988. Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 54, 185-198.

APPENDIX A. Karta visande de 32 provtagna lokalernas geografiska läge i Skåne. Beteckningarna indikerar vilket trädslag som finns på respektive lokal (G=gran, T=tall).



APPENDIX B.

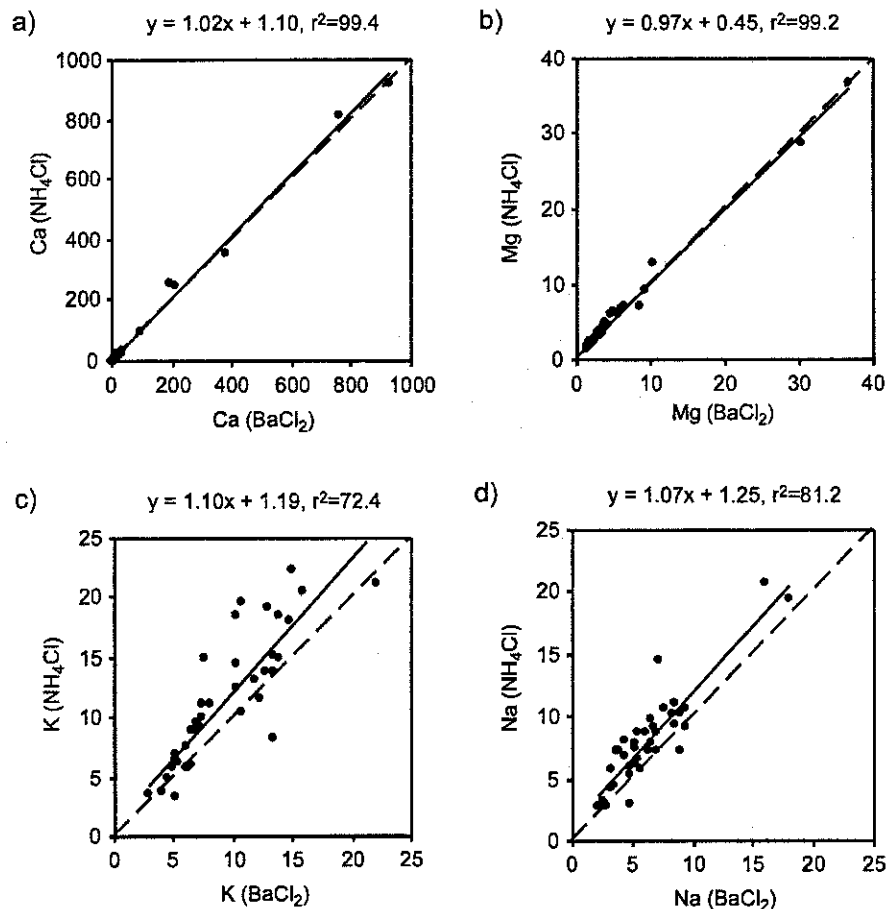
Metodjämförelse KCl/NH₄Cl - BaCl₂

Två olika metoder (se sektion 2.2) har använts vid analys av de markkemiska parametrarna i denna studie. 1988 och 1993 användes en kombination av NH₄Cl och KCl för att beräkna mängden baskatjoner och aciditet i skånsk jord. 1999 användes istället BaCl₂ som extraktionsmedel. För att utvärdera eventuella skillnader i extraktionsförmåga hos dessa ämnen, vilket skulle kunna påverka resultaten i denna studie, har en metodjämförelse genomförts. Hälften av de jordprov som insamlades 1999, d v s ett prov från varje lokal (totalt 38 stycken), har förutom att extraheras i 0,1 M BaCl₂ även extraherats i 1,0 M NH₄Cl (för bestämning av utbytbara makroämnen och mangan) och 1,0 M KCl (för titrering och bestämning av aluminiumhalt och total utbytesaciditet samt bestämning av pH).

Resultaten från metodjämförelsen visas i figurerna nedan. En upprepad analys av jordprov från samma lokal med samma metod innebär att en variation från det ursprungliga värdet på upp till $\pm 10\%$ kan erhållas (Nihlgård, muntligen). Förändringar som överstiger 10% har därför här ansetts vara en skillnad i extraktionsförmåga mellan NH₄Cl och BaCl₂. Figur 1 visar att NH₄Cl och BaCl₂ inte skiljer sig åt i förmåga att extrahera vare sig kalcium eller magnesium. Däremot är BaCl₂ något sämre än NH₄Cl på att extrahera kalium och natrium (figur 1). Båda dessa ämnen uppvisar normalt en ganska stor variation vid upprepad analys med samma metod, men felprocenten ligger i dessa fall över 10% och praktiskt taget alla värden har underskattats med BaCl₂-metoden jämfört med NH₄Cl-extraktion. Båda kalium och natrium har därför, för 1999 års data, korrigerats till motsvarande NH₄Cl-värden genom den i figurerna anpassade räta linjens ekvation. Detta ger en korrektion vars osäkerhet speglas i de r^2 -värden (för regressionen mellan extraktionerna) som anges i figurerna (72,4 och 81,2 för kalium respektive natrium). r^2 -värdena visar att en viss variation från den räta linjen förekommer för både kalium och natrium, men att överensstämmelsen är relativt god. Även vad gäller mangan är BaCl₂ en mindre effektiv extraktionsmetod (figur 2). Dessa värden har därför också korrigerats med den anpassade räta linjens ekvation. För mangan är r^2 -värdet 99,6, d v s värdena avviker praktiskt taget inte alls från linjen.

pH (KCl) och pH (BaCl₂) visar en mycket god överensstämmelse (figur 3). Det finns en tendens att de lägre pH-värdena (<4,1) överskattas samtidigt som de högre pH-värdena (>4,1) underskattas något, men skillnaderna är så små (<0,1 enhet) att de är försumbara. En god överensstämmelse mellan pH (KCl) och pH (BaCl₂) har även visats av Falkengren-Grerup och Tyler (1993c).

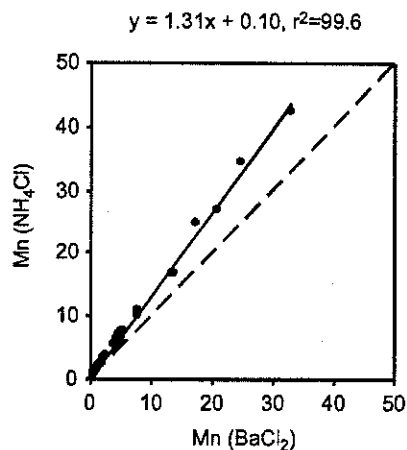
APPENDIX B.



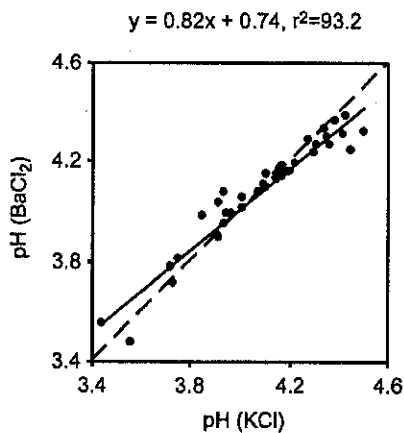
Figur 1. Regression för a) kalcium, b) magnesium, c) kalium och d) natrium erhållna i NH_4Cl -extrakt respektive BaCl_2 -extrakt (i $\mu\text{g g}^{-1}$). Heldragen linje visar den till punkterna anpassade räta linjen, vars ekvation visas ovanför figuren. Den streckade linjen visar var punkterna skulle ha legat vid full överensstämmelse mellan metoderna. r^2 -värdena indikerar den anpassade räta linjens osäkerhet.

Den största avvikelserna mellan extraktionsmedlen ligger i bestämningen av aluminiumhalt. BaCl_2 ger en mycket lägre aluminiumhalt än vad KCl gör (figur 4). Detta beror på att K^+ -joner är effektivare än Ba^{2+} -joner på att tränga ut Al^{3+} , vilket i sin tur beror på att lerjordar har högre affinitet för K^+ än Ba^{2+} . Detta resultat följs väl upp av extraktionen med NH_4Cl , vilken av samma orsak som KCl ger ett högre utslag i aluminiumhalt jämfört med BaCl_2 . Figur 4 visar även att lerjordar har en något högre affinitet för K^+ än NH_4^+ . En annan faktor av betydelse för skillnaderna i förmåga att extrahera aluminium mellan föreningarna är att koncentrationerna av KCl och NH_4Cl är högre än koncentrationen av BaCl_2 (1,0 M KCl och NH_4Cl jämfört med 0,1 M BaCl_2). För att kompensera för den lägre extraktionsförmågan hos BaCl_2 jämfört med KCl har aluminiumkoncentrationen korrigerats enligt ekvationen i figur 4 a, vilken ger ett r^2 -värde på 95,8.

APPENDIX B.

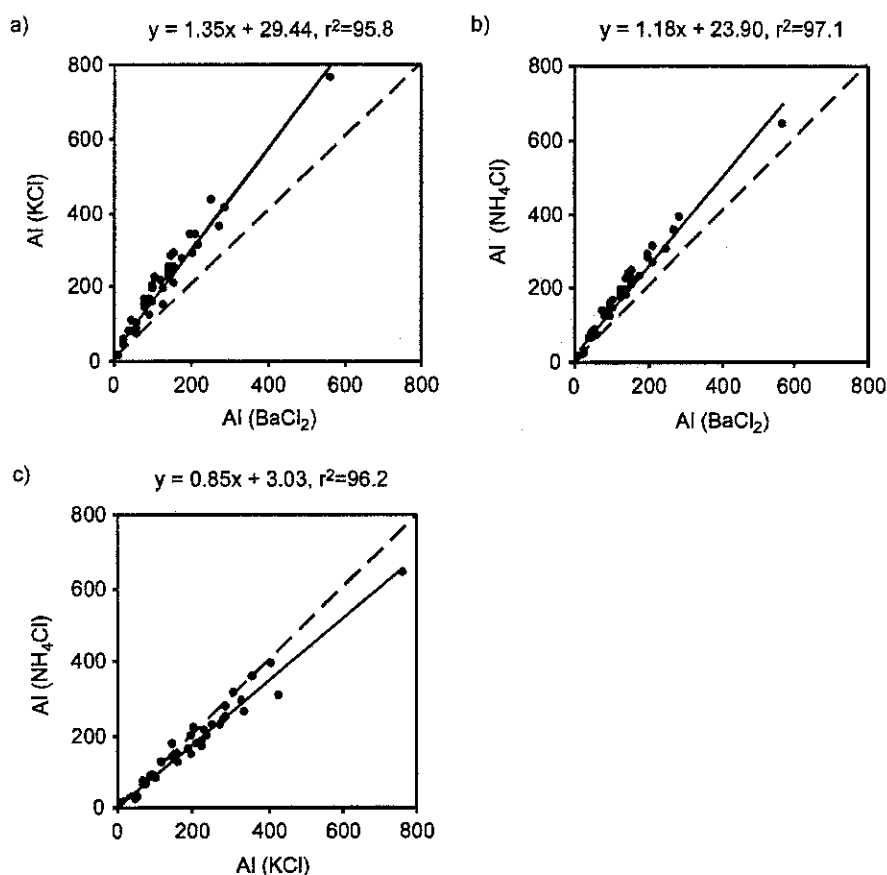


Figur 2. Regression för mangan erhållet i NH_4Cl -extrakt respektive BaCl_2 -extrakt ($\mu\text{g g}^{-1}$). Heldragen linje visar den till punkterna anpassade räta linjen, vars ekvation visas ovanför figuren. Den streckade linjen visar var punkterna skulle ha legat vid full överensstämmelse mellan metoderna. r^2 -värdena indikerar den anpassade räta linjens osäkerhet.



Figur 3. Regression för pH erhållet i KCl-extrakt respektive BaCl_2 -extrakt. Hildragen linje visar den till punkterna anpassade räta linjen, vars ekvation visas ovanför figuren. Den streckade linjen visar var punkterna skulle ha legat vid full överensstämmelse mellan metoderna. r^2 -värdena indikerar den anpassade räta linjens osäkerhet.

APPENDIX B.



Figur 4. Regression för aluminium erhållet i a) KCl- respektive BaCl_2 -extrakt, b) NH_4Cl - respektive BaCl_2 -extrakt och c) NH_4Cl - respektive KCl-extrakt (i $\mu\text{g g}^{-1}$). Heldragen linje visar den till punkterna anpassade räta linjen, vars ekvation visas ovanför figuren. Den streckade linjen visar var punkterna skulle ha legat vid full överensstämmelse mellan metoderna. r^2 -värdena indikerar den anpassade räta linjens osäkerhet.

Eftersom de två olika analysmetoderna (KCl tillsammans med NH_4Cl respektive BaCl_2) inte ger exakt likadan information vad gäller aciditet måste olika beräkningssätt användas för att erhålla total utbytesaciditet. 1988 och 1993 erhöles den totala aciditeten vid titrering av KCl-filtratet med HCl och definieras som:

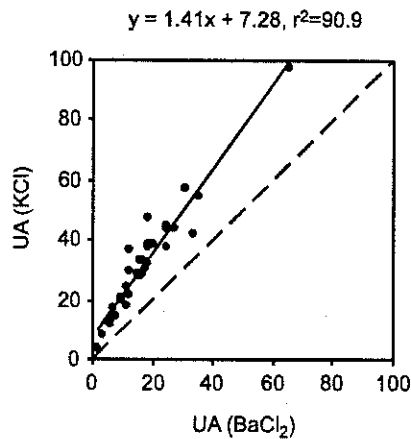
$$\Sigma[\text{Al}^{3+}][\text{H}^+][\text{H}_{\text{org}}]$$

medan aciditeten 1999 beräknades som:

$$\Sigma [\text{Al}^{3+}][\text{Mn}^{2+}][\text{Fe}^{2+}][\text{H}^+]$$

där koncentrationerna av respektive ämne erhöles från BaCl_2 -extraktionen.

APPENDIX B.



Figur 5. Regression för total utbytesaciditet erhållit i KCl- respektive BaCl₂-extrakt (mmolc kg⁻¹). Heldragen linje visar den till punkterna anpassade räta linjen, vars ekvation visas ovanför figuren. Den streckade linjen visar var punkterna skulle ha legat vid full överensstämmelse mellan metoderna. r²-värdena indikerar den anpassade räta linjens osäkerhet.

I H_{org}, dvs H⁺-joner från organiska syror, är mangan och järn inkluderade. Teoretiskt brukar dessa inte förekomma i någon större omfattning i mineraljorden men de skulle däremot kunna ha betydelse i humuslagret. En jämförelse av H_{org} och summan av analyserade mängder järn och mangan visar att H_{org} överskrider denna summa avsevärt. En korrektion av enbart aluminiumhalter vid beräkning av utbytesaciditet 1999 innebär därför att den totala utbytesaciditeten kommer att avvika från den utbytesaciditet som skulle ha erhållits genom KCl-extraktion. Den totala utbytesaciditeten 1999 har därför korrigerats till motsvarande KCl-värden genom den anpassade räta linjens ekvation (figur 5), vilken ger en bättre överensstämmelse mellan metoderna. Regressionen ger ett r²-värde på 90,9.

Slutsats

r²-värdena visar att det går utmärkt att jämföra markkemiparametrarna för 1988, 1993 och 1999 genom att anpassa BaCl₂-värdena 1999 till de anpassade räta linjernas ekvationer (d v s motsvarande KCl- respektive NH₄Cl-värden). Korregerade värden har därför använts genomgående i rapporten för kalium, natrium, aluminium och total utbytesaciditet samt vid beräkning av katjonutbyteskapacitet och basmättnad 1999. För kalcium-, magnesium- och pH-värden visas en mycket god överensstämmelse mellan metoderna och dessa parametrar har därför inte korrigerats alls.

APPENDIX C. Rådata för diverse markkemiska parametrar analyserade på 32 barrskogslokaler i Skåne 1988, 1993 och 1999.

Lokal	pH				
	KCl		BaCl ₂	H ₂ O	
	1988	1993		1993	1999
M 1:1 G	4,04	4,19	4,16	5,27	5,21
M2:1 G	3,88	3,92	4,10	4,32	4,60
M2:2 G	3,69	3,85	4,01	4,34	4,54
M2:3 G	3,97	4,09	4,09	4,46	4,60
L1:1 G	3,97	3,88	3,96	4,21	4,42
L1:2 G	4,30	4,25	4,21	4,47	4,65
L1:4 T	-	-	-	4,37	4,56
L2:2 G	4,53	4,35	4,31	5,57	5,66
L2:3 T	4,33	4,23	4,27	4,68	4,72
L3:1 G	4,44	4,06	3,91	4,43	4,40
L3:2 T	4,99	4,32	4,34	4,57	4,80
L3:3 G	4,58	4,41	4,28	5,63	5,60
L3:4 G	4,50	4,26	4,24	5,12	5,18
L4:1 G	4,35	3,99	3,99	4,30	4,48
L4:2 G	4,29	4,04	4,17	4,31	4,59
L4:3 G	4,27	3,94	4,00	4,34	4,42
L4:4 T	4,34	4,34	4,36	4,67	4,82
L5:1 G	4,37	4,07	4,12	4,35	4,51
L5:2 G	3,75	3,72	4,04	4,16	4,39
L5:4 T	4,25	3,74	3,86	4,12	4,26
L6:1 T	4,27	4,22	4,10	4,51	4,55
L6:2 G	4,21	4,00	4,12	4,28	4,46
L6:3 G	4,04	3,95	4,06	4,43	4,53
L6:4 G	3,91	3,86	3,48	4,14	3,88
L7:1 G	4,27	4,11	4,15	4,35	4,64
L7:4 G	4,36	4,24	4,25	5,40	5,74
L8:2 G	4,05	3,87	4,09	4,34	4,64
L8:3 T	4,49	4,16	4,27	4,42	4,70
L8:4 G	4,22	4,00	4,02	4,29	4,44
L8:5 G	4,42	4,10	4,15	4,42	4,52
L9:2 G	4,10	3,61	3,78	4,05	4,23
L9:4 T	4,39	4,09	4,08	4,61	4,66

APPENDIX C. Rådata för diverse markkemiska parametrar analyserade på 32 barrskogslokaler i Skåne 1988, 1993 och 1999.

Lokal	Tot UA (mmolc kg-1)		
	1988	1993	1999
M 1:1 G	4,82	9,19	18,42
M2:1 G	20,33	33,36	24,53
M2:2 G	22,11	18,80	24,89
M2:3 G	21,12	28,70	35,74
L1:1 G	28,61	37,11	46,18
L1:2 G	13,47	17,25	25,72
L1:4 T	-	-	-
L2:2 G	2,41	5,65	13,50
L2:3 T	9,82	18,00	21,98
L3:1 G	9,03	20,85	44,44
L3:2 T	6,45	12,75	15,10
L3:3 G	2,13	5,05	14,57
L3:4 G	7,43	13,47	18,34
L4:1 G	13,04	28,79	32,71
L4:2 G	11,06	26,12	23,62
L4:3 G	20,43	27,41	34,50
L4:4 T	5,36	10,99	15,32
L5:1 G	8,65	24,78	32,78
L5:2 G	32,69	30,84	29,30
L5:4 T	13,13	44,70	54,68
L6:1 T	8,09	8,76	17,86
L6:2 G	14,98	34,63	29,50
L6:3 G	27,66	25,13	29,62
L6:4 G	18,90	23,11	52,71
L7:1 G	15,76	18,37	23,66
L7:4 G	2,27	4,86	9,84
L8:2 G	28,30	33,65	35,94
L8:3 T	9,94	18,67	25,40
L8:4 G	19,37	27,12	43,14
L8:5 G	14,73	22,84	32,16
L9:2 G	27,16	29,66	49,97
L9:4 T	9,59	12,92	18,00

APPENDIX C. Rådata för diverse markkemiska parametrar analyserade på 32 barrskogslokaler i Skåne 1988, 1993 och 1999.

Lokal	Al ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Mn ($\mu\text{g g}^{-1}$)	
	1988	1993	1999	1993	1999
M 1:1 G	39,77	81,68	115,77	13,90	15,69
M2:1 G	179,13	300,03	168,51	14,58	13,64
M2:2 G	183,88	169,05	170,11	14,52	14,43
M2:3 G	195,16	258,09	256,89	28,33	35,78
L1:1 G	245,47	324,62	352,83	9,61	6,56
L1:2 G	128,52	149,99	181,88	3,87	3,31
L1:4 T	-	-	-	0,38	0,48
L2:2 G	23,15	39,38	77,01	5,36	7,04
L2:3 T	95,28	161,84	150,82	0,89	0,92
L3:1 G	85,34	187,48	320,82	1,30	1,40
L3:2 T	59,07	110,90	92,41	1,81	0,66
L3:3 G	18,70	33,31	86,22	4,69	5,02
L3:4 G	73,17	113,89	119,27	2,79	1,43
L4:1 G	119,62	258,89	229,27	5,54	4,84
L4:2 G	97,80	234,93	161,57	2,49	1,73
L4:3 G	180,76	246,47	239,40	2,35	1,09
L4:4 T	46,30	96,10	91,70	11,74	11,88
L5:1 G	76,58	220,16	231,88	18,88	16,40
L5:2 G	261,50	251,18	197,15	0,68	4,69
L5:4 T	114,48	348,29	397,32	0,95	1,09
L6:1 T	79,96	78,42	111,63	3,65	4,29
L6:2 G	140,06	299,39	211,28	4,83	4,85
L6:3 G	194,23	222,15	206,82	19,94	26,43
L6:4 G	152,27	203,34	366,62	0,43	1,01
L7:1 G	145,63	165,25	163,72	3,05	2,65
L7:4 G	22,08	22,09	45,80	63,91	6,50
L8:2 G	246,18	294,88	267,08	21,00	7,56
L8:3 T	138,58	167,54	179,07	7,13	1,00
L8:4 G	178,28	243,87	317,00	5,21	3,12
L8:5 G	143,96	203,70	232,45	8,50	2,70
L9:2 G	250,72	250,21	362,50	4,18	0,93
L9:4 T	100,18	112,55	112,15	7,96	12,87

APPENDIX C. Rådata för diverse markkemiska parametrar analyserade på 32 barrskogslokaler i Skåne 1988, 1993 och 1999.

Lokal	Ca ($\mu\text{g g}^{-1}$)			K ($\mu\text{g g}^{-1}$)		
	1988	1993	1999	1988	1993	1999
M 1:1 G	482,52	519,67	322,34	22,65	27,53	15,77
M2:1 G	19,73	27,28	20,08	11,74	14,09	11,62
M2:2 G	7,89	19,09	20,16	7,03	6,50	6,22
M2:3 G	155,07	86,08	74,53	23,86	22,13	12,95
L1:1 G	8,60	17,38	17,67	26,14	30,92	18,01
L1:2 G	0,41	5,08	7,56	8,95	11,87	8,73
L1:4 T	37,26	19,88	18,47	37,26	20,48	15,33
L2:2 G	1081,09	703,85	803,96	18,04	21,11	13,86
L2:3 T	19,65	11,40	7,16	5,00	11,57	6,07
L3:1 G	14,25	9,54	8,27	7,19	12,31	13,51
L3:2 T	12,22	7,17	2,36	6,35	9,89	6,53
L3:3 G	669,97	526,60	259,59	5,64	10,94	7,44
L3:4 G	236,30	199,58	123,49	7,97	8,93	5,22
L4:1 G	4,88	8,20	6,89	13,92	14,62	11,95
L4:2 G	10,39	9,35	5,86	10,02	14,79	7,89
L4:3 G	4,88	12,62	8,53	14,83	18,55	17,36
L4:4 T	0,41	14,83	10,12	4,72	13,59	8,98
L5:1 G	12,83	24,95	14,61	18,53	25,60	14,27
L5:2 G	12,61	19,90	13,33	7,70	14,11	9,95
L5:4 T	31,97	76,52	33,78	14,55	20,23	15,92
L6:1 T	0,41	8,19	8,24	4,67	9,48	7,31
L6:2 G	0,41	12,88	6,11	7,47	10,63	8,06
L6:3 G	54,02	52,10	39,98	8,44	16,34	9,51
L6:4 G	3,24	15,84	8,28	23,17	14,77	15,27
L7:1 G	1,06	11,09	8,04	3,56	11,08	6,81
L7:4 G	903,85	1106,03	921,54	24,56	28,22	14,38
L8:2 G	23,74	119,36	22,58	20,85	45,72	15,24
L8:3 T	0,41	10,91	7,82	10,33	17,20	10,00
L8:4 G	0,41	12,32	9,73	7,02	22,48	16,47
L8:5 G	0,41	18,31	6,86	14,49	20,83	14,02
L9:2 G	11,22	16,09	5,11	25,38	22,90	16,97
L9:4 T	2,14	28,40	5,15	4,86	13,46	9,35

APPENDIX C. Rådata för diverse markkemiska parametrar analyserade på 32 barrskogslokaler i Skåne 1988, 1993 och 1999.

Lokal	Mg ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Na ($\mu\text{g g}^{-1}$)		
	1988	1993	1999	1988	1993	1999
M 1:1 G	12,38	22,08	8,65	10,33	11,87	10,86
M2:1 G	2,72	5,95	3,19	5,88	11,13	5,68
M2:2 G	2,43	3,21	2,34	6,96	6,08	3,81
M2:3 G	15,15	11,78	8,36	16,34	12,23	9,19
L1:1 G	7,94	8,73	4,76	14,62	12,69	9,05
L1:2 G	2,38	2,82	2,20	11,08	10,51	7,56
L1:4 T	37,26	5,87	4,36	37,26	17,61	10,44
L2:2 G	34,97	28,84	28,73	23,61	14,51	19,25
L2:3 T	2,36	2,28	1,75	19,50	7,58	7,71
L3:1 G	2,01	2,77	3,16	6,17	5,61	7,82
L3:2 T	1,77	2,00	1,24	4,45	4,30	5,79
L3:3 G	20,63	13,52	8,83	11,39	13,71	8,70
L3:4 G	2,70	5,63	1,94	11,96	18,51	23,85
L4:1 G	1,24	3,60	2,53	4,17	5,18	6,14
L4:2 G	2,06	5,10	2,11	4,38	7,00	4,95
L4:3 G	4,75	4,67	3,90	9,00	7,13	12,31
L4:4 T	0,37	2,76	1,98	3,10	3,80	5,87
L5:1 G	5,55	5,60	3,05	6,13	12,49	8,29
L5:2 G	4,84	5,37	3,41	11,21	12,45	10,05
L5:4 T	7,88	10,15	6,10	18,29	8,88	7,45
L6:1 T	0,37	1,38	1,39	4,58	3,47	4,63
L6:2 G	0,32	3,84	1,76	8,13	6,65	6,46
L6:3 G	9,10	8,53	3,80	12,81	11,36	6,95
L6:4 G	3,78	3,03	3,34	11,35	7,33	6,59
L7:1 G	0,75	2,74	1,59	18,18	8,78	5,35
L7:4 G	26,67	37,05	32,80	10,55	13,03	7,55
L8:2 G	11,95	24,08	6,70	17,26	12,63	11,74
L8:3 T	0,37	3,65	1,83	6,17	12,09	6,81
L8:4 G	0,37	5,15	3,94	10,96	10,60	8,57
L8:5 G	0,37	4,95	2,53	11,75	10,84	8,00
L9:2 G	5,13	5,10	3,18	7,17	7,44	7,22
L9:4 T	0,37	2,29	1,34	1,57	3,13	3,95

APPENDIX C. Rådata för diverse markkemiska parametrar analyserade på 32 barrskogslokaler i Skåne 1988, 1993 och 1999.

Lokal	CEC (mmolc kg ⁻¹)			Basmåttnad (%)		
	1988	1993	1999	1988	1993	1999
M 1:1 G	30,9	38,2	36,1	84,4	75,9	49,0
M2:1 G	22,1	36,1	26,3	8,0	7,5	6,9
M2:2 G	23,2	20,4	26,4	4,6	8,1	5,8
M2:3 G	31,4	35,1	40,9	32,8	18,1	12,6
L1:1 G	31,0	40,0	48,3	7,7	7,3	4,4
L1:2 G	14,4	18,5	26,8	6,4	6,7	4,1
L1:4 T	-	-	-	-	-	-
L2:2 G	60,7	44,3	57,2	96,0	87,3	76,4
L2:3 T	12,0	19,4	23,0	18,0	7,1	4,3
L3:1 G	10,4	22,1	45,8	12,8	5,7	3,0
L3:2 T	7,6	13,7	15,7	14,7	7,0	4,1
L3:3 G	37,9	33,3	28,8	94,4	84,8	49,4
L3:4 G	20,2	24,9	25,8	63,2	46,0	29,0
L4:1 G	13,9	30,1	33,8	6,3	4,3	3,3
L4:2 G	12,2	27,7	24,5	9,3	5,7	3,6
L4:3 G	21,8	29,2	36,2	6,4	6,2	4,8
L4:4 T	5,7	12,5	16,5	5,4	11,9	7,0
L5:1 G	10,5	27,7	34,5	17,5	10,5	4,9
L5:2 G	34,4	33,2	30,9	5,0	7,0	5,3
L5:4 T	16,5	50,3	57,6	20,6	11,1	5,1
L6:1 T	8,5	9,7	18,8	4,4	9,5	4,9
L6:2 G	15,6	36,1	30,4	3,8	4,2	3,1
L6:3 G	31,9	29,3	32,5	13,2	14,4	8,8
L6:4 G	20,5	24,8	54,1	7,6	7,0	2,5
L7:1 G	16,8	19,8	24,6	5,9	7,3	3,8
L7:4 G	50,7	64,4	59,2	95,5	92,4	83,4
L8:2 G	31,8	43,3	38,5	10,9	22,3	6,7
L8:3 T	10,5	20,5	26,5	5,5	8,8	4,1
L8:4 G	20,1	29,2	44,7	3,5	7,1	3,6
L8:5 G	15,7	25,1	33,4	6,0	9,1	3,8
L9:2 G	29,1	31,8	51,2	6,7	6,7	2,5
L9:4 T	9,9	15,0	18,8	3,3	13,9	4,1

APPENDIX C. Rådata för diverse markkemiska parametrar analyserade på 32 barrskogslokaler i Skåne 1988, 1993 och 1999.

Lokal	C/N	
	1993	1999
M 1:1 G	21,7	21,1
M2:1 G	25,1	23,8
M2:2 G	26,3	20,4
M2:3 G	25,5	23,4
L1:1 G	21,9	20,2
L1:2 G	22,5	24,3
L1:4 T	23,5	23,8
L2:2 G	21,5	22,5
L2:3 T	23,2	24,2
L3:1 G	28,0	29,5
L3:2 T	31,4	32,4
L3:3 G	22,0	17,8
L3:4 G	24,2	24,7
L4:1 G	28,8	25,2
L4:2 G	27,3	25,1
L4:3 G	30,6	30,5
L4:4 T	29,2	25,0
L5:1 G	31,8	32,2
L5:2 G	29,4	31,2
L5:4 T	39,0	36,6
L6:1 T	30,4	26,7
L6:2 G	23,2	26,1
L6:3 G	22,2	24,2
L6:4 G	32,5	30,0
L7:1 G	26,3	28,3
L7:4 G	-	-
L8:2 G	19,6	22,2
L8:3 T	22,5	19,6
L8:4 G	29,4	29,1
L8:5 G	27,9	30,7
L9:2 G	27,9	26,8
L9:4 T	27,2	25,3

Rapporter från Skånes Samrådsgrupp mot Skogsskador.

Rapport nr 1. Skogsvårdsstyrelsen i Kristianstad, 1986. Fasta skogsprovtytor i Skåne för uppföljning av skogsskador. 75 s.

Rapport nr 2. Nihlgård, B., 1986. Mark- och barrkemiska data från fasta skogsprovtytor i Skåne 1985. 41 s.

Rapport nr 3. Schlyter, P. och Persson, C., 1986. Flyginventering av skogsskador i N och NÖ Skåne. 32 s.

Rapport nr 4. Schlyter, P., 1987. Flygbildsbaserad inventering av skogsskador på gran och tall i Skåne 1986. 20 s.

Rapport nr 5. Nihlgård, B., Schlyter, P., Stjernquist, I., Wänge, C. och Olsén, L.G., 1987. Inventering av trädskador i öppet landskap i Skåne 1985. 28 s.

Rapport nr 6. Nihlgård, B., 1988. Skogsskador genom lokal ammoniak-/ammoniumbelastning. 16 s.

Rapport nr 7. Wijk, S., 1989. Skogsskadeinventering av bok och ek i Skåne, Blekinge och Halland. 33 s.

Rapport nr 8. Nihlgård, B., 1990. Dynamik i barrkemi och barrstrukturer på skånska gran- och tallprovtytor åren 1985-1987. 36 s.

Rapport nr 9. Nihlgård, B., 1990. Markundersökningar 1988 på fasta skogsprovtytor i Skåne. 28 s.

Rapport nr 10. Nihlgård *et al.* Metodik för barrprovtagning (under omarbetning).

Rapport nr 11. Nihlgård, B., 1992. Barrkemi och barrstrukturer på skogsprovtytor i Skåne 1990. 25 s.

Rapport nr 12. Berggren, H., Mattiason, G. Och Nihlgård, B., 1992. Fasta skogsprovtytor i Skåne. Dataöversikter 1984/85-1989/90. 53 s.

Rapport nr 13. Schlyter, P. och Andersson, S., 1992. Skogsskador i Skåne och Halland 1991. 28 s.

Rapport nr 14. Skånes samrådsgrupp mot skogsskador 1993. Luftföroreningar – markförorening – skogsskador - motåtgärder. Forskarnas syn på skogsskador i Sydsverige. 73 s.

Rapport nr 15. Olsson, A., 1993. Tillväxt och barrförlust hos gran och tall i Skåne 1985-1990. 39 s.

Rapport nr 16. Nihlgård, B., 1996. Markundersökningar 1993 på fasta skogsprovtytor i Skåne. 44 s.

Rapport nr 17. Nihlgård, B., Rosengren-Brinck, U. och Thelin, G., 1996. Barrkemi på skånska gran- och tallprovtytor 1994 – relationer till markkemi och tillväxt. 38 s.

Rapport nr 18. Jönsson, U., Rosengren-Brinck, U. och Schlyter, P., 1999. Djurhållningens kvävebelastning på skyddad natur i Skåne – en spatiell analys. 31 s.

Rapport nr 19. Föreliggande rapport.

Rapporterna kan erhållas efter hänvändelse till Länsstyrelsen i Skåne län, 205 15 Malmö, eller till Skogsvårdsstyrelsen Södra Götaland i Kristianstad.