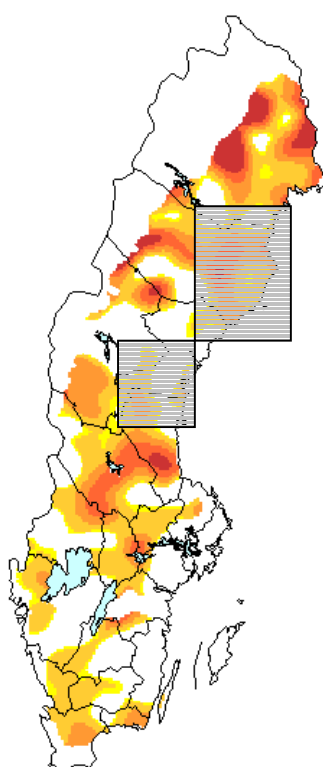




Sjunkande pH i Västerbottens humuslager - en kvantitativ analys



Sofia Herbertsson

Handledare: Erik Karlton

Examensarbete vid institutionen för skoglig marklära, SLU

Uppsala, 2003

Nr 8

Omslagsbild: Förändring i pH i markens humuslager mellan 80- och 90-talet. Från Markinfo (<http://www-markinfo.slu.se/>). Kartunderlag: Åke Nilsson.

**Sjunkande pH i Västerbottens humuslager
- en kvantitativ analys**

**Decreasing pH in the humuslayer of Västerbotten
- a quantitative analysis**

Sofia Herbertsson

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts vid institutionen för skoglig marklära, SLU i ämnet Markvetenskap och omfattar 20 poäng på D-nivå. Arbetet har utförts som en del av institutionens arbete med fortlöpande miljöanalys. Det arbetet baseras huvudsakligen på det datamaterial som insamlas i ståndortskarteringen som är en del av den nationella miljöövervakningen.

Uppsala i februari, 2003

Erik Karlton, handledare

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Förord	3
Innehållsförteckning	5
Inledning	7
Partikelytan hos humus och dess egenskaper	7
pH och basmättnadsgraden i svensk skogsmark	8
Vad är försurning av mark?	8
Vilka processer motverkar försurning av mark/humus?	8
Varför uppkommer försurning av mark/humus?	9
<i>Kolsyra</i>	9
<i>Naturlig försurning</i>	9
<i>Nitrifikation</i>	10
<i>Antropogen försurning</i>	10
<i>Biomassauttag</i>	10
<i>Skogsskötsel</i>	10
<i>Utlakning</i>	11
Syfte	11
Material & metoder	11
Riksskogstaxeringen och Ståndortskarteringen	11
Regioner	11
Material	11
Underlag för beräkningar av förändringar och massbalanser	12
<i>O horisonten</i>	12
<i>Biomassa</i>	12
<i>Deposition</i>	12
<i>Vittring</i>	13
Statistiska beräkningar	13
<i>Arealviktning</i>	13
<i>Konfidensintervall</i>	13
Datorprogram	13
Resultat	14
Regionala markkemiska förhållanden.	14
Humusmängder	16
Mängdberäkningar av aciditets- och baskatjoner	16
Biomassans upptag av joner och fördelning av trädslag	16
Vittring och deposition	18
Skillnader mellan vätejontillförsel och lagerförändring i regionerna	18
Diskussion	19
Slutsatser	20
Tack	20
Referenser	21
Personlig referens	23
Webinformation	23

SAMMANFATTNING. Försurning är ett centralt begrepp i miljödebatten. För marken är effekten av försurning en fråga om ett minskande förråd av katjoner och därmed en minskande förmåga att stå emot en tillförsel av vätejoner till marken. I Västerbotten har pH värdet i O-horisonten successivt minskat över en 30 års period från 1970- till 1990-tal. Syftet med detta arbete har varit att utifrån material från Ståndortskarteringens och Riksskogstaxeringens inventeringar förklara och kvantifiera den försurningen som skett i O-horisonten av två regioner i norra Sverige. Även data från SMHI, Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, användes. Den nordligare regionen visade på en mer tydlig pH(H₂O) sänkning i O-horisonten än den sydligare regionen. Båda sänkningarna i regionerna var dock signifikanta. Försurningsprocesser som biologiskt upptag av joner, biomassa-fördelning och deposition undersöktes utan att kunna förklara förändringarna mellan regionerna. Humusmängden i regionerna undersöktes också och dessa kan eventuellt förklara ändringarna i markkemin i O-horisonten. Humusmängden i den södra regionen minskade medan att i den norra regionen tenderade att öka.

Sökord: försurning, O-horisont, katjon, biomassa, Norrland, Sverige

SUMMARY. Acidification is a central concept in the environmental debate. The effect of acidification of the soil is a matter of a decreasing amount of cations and thereby a decreasing ability to resist a supply of hydrogen ions to the soil. Acidification has gradually increased in the O horizon in Västerbotten over a 30-year period from the 1970th to the 1990th. The aim of this study was from inventories of The Swedish National Forest Soil Survey and The Swedish National Forest Inventory explain and quantify the acidification that has occurred in the O horizon of two regions in the north of Sweden. Data from SMHI, The Swedish Meteorological and Hydrological Institute, has also been used. The northern region showed a more distinct decrease of pH(H₂O) in the O horizon than in the southern region. However, both of the region had significantly pH(H₂O) decreases. Acidification processes like biological uptake of ions, biomass distribution and deposition was investigated, but these didn't explain the changes between the regions. A possible process that was investigated and might be explaining the changes of soil chemistry in O horizon is the amount of humus. The southern region had a tendency of decrease and the northern region a tendency of increase of the humus amount.

Keywords: acidification, O horizon, cation, biomass, Norrland, Sweden

INLEDNING

Försurning har varit ett centralt begrepp i miljödebatten i över 30 år. Störst har diskussionen varit om sjöar och vattendrag som försurats genom ökad syratillförsel. Olika organismer har påverkats negativt och ibland har hela ekosystemet i sjöarna och vattendragen förändrats. En försurning av sjöar och vattendrag förutsätter att även den kringliggande marken försuras eftersom det vatten som når sjöarna först filtreras genom marken. När det gäller skogsmarken har storskaliga förändringar av markvegetationen och effekter på trädens vitalitet kopplats till markförsurningen. För marken är effekten av försurning en fråga om en minskning förråd av baskatjoner och därmed en minskad förmåga att stå emot en tillförsel av vätejoner till marken. Mängden utbytbara baskatjoner utgör en del av markens buffertkapacitet. Därför är markprofilens egenskaper i ett område avgörande för hur känslig marken är för försurning. Undersökningar av pH i skogsmark har gjorts som har visat att pH i mineraljorden varierar mer än pH i O-horisonten mellan olika jordprofiler (Hallbäcken, 1992). Man har också konstaterat att förändringar som skett i markkemin har varit störst i sydvästra Sverige (Eriksson *m.fl.*, 1992). Deposition av försurande ämnen anses som den största orsaken till skillnaden i pH värden i mineraljorden i norra och sydvästra Sverige (Hallbäcken, 1992; Tamm & Hallbäcken, 1988; Falkengren-Grerup *m.fl.*, 1987). Även om depositionen av försurande ämnen anses vara den mest bidragande orsaken till sjunkande pH värden och minskad basmättnadsgrad i södra Sverige, förekommer det andra orsaker som kan påverka situationen (Nilsson & Tyler, 1995). Markförsurning kan orsakas av biologisk försurning till följd av trädens upptag av näringsämnen från marken (Billett *m.fl.*, 1990). En annan orsak kan vara en ökande humusmängd i O-horisonten som leder till att aciditeten kan öka och pH sjunka (Miles 1978, citerad i Billett *m.fl.*, 1990). Detta behöver inte innebära att det har skett en försurning eftersom den neutraliserande förmågan hos marken kan vara lika hög eller till och med högre än tidigare. I dagsläget ser depositionen av försurande ämnen från nederbörd ut att minska. Under 1990-talet har minskningen av svavel varit stor i hela landet (IVL, 2002). Man kan också se att det sker en återhämtning av försurningen i sjöar och vattendrag i och med att alkaliniteten ökar (Persson & Wilander, 1998).

Partikelytan hos humus och dess egenskaper

De organiska kolloidernas laddning utgörs huvudsakligen av dissocierade karboxylgrupper och

fenolgrupper (McBride, 1994), som när de dissocierar protoner bildar negativa laddningar på ytan. De grupper som medverkar mest till de negativa laddningarna på organiskt material är karboxylgrupperna (Talibudeen, 1981). Eftersom att karboxylgrupperna kan dissociera protoner fungerar de som syror (Sposito, 1989).



De funktionella gruppernas protoner dissocieras huvudsakligen mellan pH 5 och pH 7 (Sposito, 1989). Till de negativt laddade ytorna som uppstår vid dissociation av protoner, kan katjoner bindas till via ett jonbyte (McBride, 1994). I humida klimat är det vanligast att kalcium, aluminium av olika former och väte adsorberas på utbyteskomplexen i jorden (Brady & Weil, 1996). Katjonerna kan komma från vittring av mineral (Sposito, 1989), mineralisering av organiskt material eller atmosfärisk deposition. Utbytet av katjoner är pH beroende och binder olika antal baskatjoner vid olika pH värden. Detta beror till stor del på att en stor del av partiklarnas laddning är variabel och gör att den elektrostatiska attraktionen är olika stor vid olika pH värden (McBride, 1994). Reaktionen då vätejoner dissocierar eller associeras är reversibel. Vid ett ökande pH med ökande negativ laddning på ytan, ökar katjonutbyteskapaciteten, CEC, hos det organiska materialet, p.g.a. allt fler katjoner binds till materialet (Talibudeen, 1981). På motsatt sätt så minskar CEC vid en pH sänkning. En försurning innebär också att baskatjonernas andel i förhållande till de sura jonerna (H^{+} , Al^{3+}) minskar (Sverdrup & Rosén, 1998). Den dominerande formen av laddningar på organiskt material är pH beroende laddningar, även kallade variabla laddningar. 90 % av de organiska kolloiderna anses ha pH beroende laddningar (Brady & Weil, 1996). Humus har även en del syra-grupper som i realiteten är permanenta vid de pH vi har i marken (Brady & Weil, 1996). När katjoner adsorberas elektrostatiskt på de organiska kolloiderna kallas detta katjonutbyte (Brady & Weil, 1996). De katjoner som dominerar utbytet har hög laddning och hög relativ koncentration. Adsorption av metallkatjoner på det organiska materialet påverkas även av jonens radie. Joner som har högre laddning, Ca^{2+} , ersätter joner med lägre laddning, K^{+} . En större jonradie ersätter en mindre jonradie, dvs. K^{+} ersätter Na^{+} och Ca^{2+} ersätter Mg^{2+} (McBride, 1994). Många metalljoner kan också bindas med en kemisk bindning till det organiska materialet och bilda ett metall-humus komplex. Det är två faktorer som kontrollerar komplexbildningen mellan metaller och de funk-

tionella grupperna hos humus. Den ena faktorn är hur lätt en dissociation kan ske hos de funktionella grupperna. Denna faktor är pH beroende. Karboxylgruppen är den grupp som dissocierar lättast och har ett lågt pKa värde. Den andra faktorn är bindingsstyrkan mellan metallen och de funktionella grupperna (McBride, 1994). Vätejoner adsorberas till större utsträckning än alkalimetallerna av det organiska materialet. Övergångsmetaller har större selektivitet än alkaliska jordartsmetaller vilket innebär att joner som Cu^{2+} och Zn^{2+} binds alltså starkare till det organiska materialet än baskatjonerna Ca^{2+} och Mg^{2+} . Deras låga koncentration i marklösningen leder dock till att andelen adsorberade joner blir relativt liten. Högst konkurrensförmåga har trevärda joner som Al^{3+} och Fe^{3+} (Talibudeen, 1981). I detta arbete behandlas de elektrostatiske bundna utbytbara katjonerna. De viktigaste faktorerna som påverkar utbytet av katjoner på humus är

- pH
- mängden kemiskt adsorberade metaller (påverkar CEC)
- den relativa koncentrationen av olika joner i lösningen

pH och basmättnadsgraden i svensk skogsmark

pH är ett intensitetsmått och definieras som den negativa logaritmen av protonaktiviteten i en lösning. pH kontrollerar olika processer i marken som jonbyten, upplösning/utfällning, reduktion/oxidation, adsorption, och komplexbildning. pH i marken kan mätas i vattenlösning eller i någon form av saltsuspension (McBride, 1994). pH påverkas mycket av jonstyrkan i lösningen (Skyllberg, 1993). Basmättnadsgraden är den procentuella andel av katjonutbyteskapaciteten, CEC, som upptas av baskatjoner (McBride, 1994). Då baskatjoner byts ut vid försurning leder det till att basmättnadsgraden minskar (Sverdrup & Rosén, 1998). Basmättnadsgraden, pH och CEC är variabler som är beroende av varandra (Billett *m.fl.*, 1990). En ändring av pH och basmättnadsgraden har visat sig vara signifikant positivt korrelerade, medan pH och CEC uppvisar signifikant negativ korrelation (Billett *m.fl.*, 1990). En ökning av pH innebär alltså en ökning av basmättnadsgraden, och en minskning av pH innebär en minskning av CEC. O-horisonten har generellt sett en hög basmättnadsgrad, ett lågt pH och ett högt CEC gentemot de övre horisonterna av mineraljorden (Billett *m.fl.*, 1990, Eriksson *m.fl.*, 1992). En hög basmättnadsgrad trots låga pH värden beror på att Al^{3+} koncentrationen i lösningen är begränsad i O-horisonten. Aciditeten i marken kan delas upp i marklösningens aciditet och den aciditet som finns

bunden på partikelytorna i marken. Marklösningens aciditet är summan av vätejonernas och aluminiumjonernas laddning i marklösningen. En viss del av aciditeten på partikelytorna är utbytbar. Vid pH mätning av ett jordprov i en neutral saltlösning blir pH värdena vanligen lägre än i vatten (McBride, 1994). Det gäller t.ex. de mätningar i 0.01 M CaCl_2 som redovisas i detta arbete. Detta är en effekt av utbytesaciditet.

Vad är försurning av mark?

Försurning i marken kan förklaras som en minskning av den syraneutraliserande förmågan av den oorganiska delen av jorden, $\Delta\text{ANC}(s)$, och kan leda till ett minskat pH (van Breemen *m.fl.*, 1983). Det innebär att buffertkapaciteten minskar. $\text{ANC}(s)$ är detsamma som mängden vätejoner som behövs för att minska pH vid jämvikt i ett system till referens pH (Skyllberg, 1993). Begreppet ANC gör det enklare att visa på försurning eller alkalinisering då olika buffertsystem medverkar samtidigt (Warfvinge, 1997). Försurningen i exempelvis humuslagret kan definieras som mängden syra och bas som importerats och exporterats enligt följande (Skyllberg *m.fl.*, 2001a)

$$-\Delta\text{ANC} = \text{syra}_{\text{IN}} - \text{syra}_{\text{UT}} + \text{bas}_{\text{IN}} - \text{bas}_{\text{UT}}$$

Även interna processer som försurning och alkalinisering av svavel eller kväve i marken är något man måste ta hänsyn till (Skyllberg *m.fl.*, 2001a). Vilka komponenter som påverkar $\text{ANC}(s)$ beror på vilket referens pH som har valts (van Breemen *m.fl.*, 1983), men de komponenterna som påverkar ANC beror även på vilket system som undersöks (Skyllberg *m.fl.*, 2001a). Ibland bör man även vara uppmärksam om det sker en pH sänkning trots att ANC inte minskar, vilket kan ske vid t.ex. en ackumulering av organiskt material (Krug & Frink, 1983, citerad i Skylberg *m.fl.*, 2001a). För en skogsmark skulle pH 3 kunna vara lämpligt som referensnivå (van Breemen *m.fl.*, 1983). $\text{ANC}(s)$ är oftast lägre i O-horisonten än i mineraljorden (Skyllberg, 1993).

Vilka processer motverkar försurning av mark/humus?

En pH minskning i lösningen, en ökande koncentration av vätejoner i lösningen, sker när basen i det aktiva syra-bas systemet har konsumerats. Protonerna verkar då på nästa protonenergi nivå, t.ex. på ett lerminerals utbytbara platser. Detta kallas buffring av pH (van Breemen *m.fl.*, 1983). Det organiska materialet är en viktig del för buffring av väte- och katjonkoncentrationen i marklösningen, vilken sker med hjälp av katjonutbyte (Sposito, 1989). I O-horisonten är buffring-

en av pH signifikant beroende av ytan dit baskationer binds (Skjällberg *m.fl.*, 2001b). En ändring av ANC med pH (dANC/dpH) kallas för buffringsintensitet. Buffringsintensiteten är stor då det förekommer buffrande system i lösningen som har stor kapacitet att neutralisera protoner genom att binda dem till sig. I humus är buffringsintensiteten störst vid pH 4 till pH 6 vilket gör det till en viktig del i buffring av sura jordar (Sposito, 1989). När jorden buffrar förhindras drastiska pH förändringar av marklösningen och pH värdet håller sig på en stabil nivå. Buffringen sker när olika form av aciditet i marken strävar efter jämvikt, t.ex. marklösningens aciditet, den utbytbara aciditeten (utbytbara H^+ och Al^{3+} joner på de permanenta och variabla laddningarna) och den residuala aciditeten, t.ex. icke-dissocierade vätejoner på det organiska materialet (Brady & Weil, 1996). Katjonutbyte är det buffersystem som, till stor del består av utbytbara kalcium och magnesium joner (Maxe, 1995). Den buffring som sker vid ett kationbyte gör att baskationer temporärt ökar i markvattnet, vilket leder till att basmättnadsgraden i humus sjunker (Warfvinge, 1997). Vittring motverkar försurning genom att processen konsumerar vätejoner. Vittring är irreversibel och vittringshastigheten beror bl.a. på markens mineralsammansättning, pH, närvaron av organiska komplexbildare i markvattnet, temperatur samt markvätskans kemiska sammansättning (Warfvinge, 1997). Vittringen är den process som på lång sikt avgör markens förmåga att motstå försurningen. Om tillförseln av vätejoner tillfälligt är stor kan även en mark med relativt hög vittringsbenägenhet bli sur p.g.a. att vittringen är hastighetsbegränsad. Buffring och vittring påverkas av och samverkar med biologiska processer som upptag av näringsämnen och nedbrytning av organiskt material. Vittringshastigheten uppskattas att ligga mellan 20-100 mmol $m^{-2} \text{ år}^{-1}$ (Warfvinge *m.fl.*, 2000). Eftersom vittring är beroende av mineral har den begränsad betydelse i O-horisonten. Även atmosfäriskt nedfall kan tillföra baskationer som motverkar försurning något, t.ex. genom havssalt, damm, pollen, från förbränning av kol och ved, och vissa industriprocesser (Westling & Lövbld, 2000).

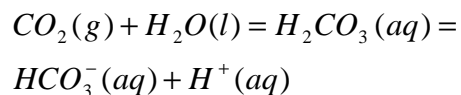
Varför uppkommer försurning av mark/humus?

Det finns olika processer som leder till försurning. Katjonupptag hos biota, katjonutbyte hos partiklar, oxidation av svaveldioxid, nitrifikation av kväveföreningar som ammonium och kväveoxider, desorption av sulfat är några av dem (van Breemen *m.fl.*, 1983). Då förlusten av baskationer överstiger den naturliga vittringshastigheten i

marken, kan marken försuras (Egnell *m.fl.*, 1998). Försurning sker alltså då vätejoner neutraliseras genom utbytesreaktioner och genom vittring av mineral (Persson *m.fl.*, 1994).

Kolsyra

Kolsyra påverkar pH vid dissociation. Då koldioxid löser sig i vatten bildas kolsyra eller dess dissociationsprodukter.



Det koldioxidtryck och den jonaktivitet av vätekarbonat som förekommer bestämmer pH i marken (Sposito, 1989).

$$PCO_2 / \{H^+\} \{HCO_3^-\} = 10^{7.8}$$

$$T = 298.15K$$

Koldioxidinnehållet påverkar i och med det både aciditeten och karbonatkemin i marken. Bildningen av karbonatjoner beror på den kolsyra som bildas då koldioxid löses upp (Sposito, 1989). Innehållet av koldioxid i marken är högre än i atmosfären, och det ökar med djupet (Warfvinge, 1997; McBride, 1994). Eftersom pH är så lågt i O-horisonten saknar kolsyran betydelse som proton acceptor eftersom den dominerande formen kommer att vara den odissocierade kolsyran. Det innebär att vätekarbonat inte påverkar och att organiska syror istället kommer att vara proton acceptorer.

- Kolsyra har störst betydelse vid högre pH värden i marken.
- Lägre pH ger en ökande koldioxidavgång.

Naturlig försurning

Naturlig försurning uppkommer vid biologiska processer som jonupptag hos växter då det sker det en balansering av laddningarna hos de joner som tas upp (McBride, 1994). Växter tar oftast upp mer katjoner än anjoner, vilket leder till att upptaget främst balanseras av att protoner avges till marken (Wickström *m.fl.*, 2001). Rhizosfären kan därmed vara surare än omgivande jord (Nye, 1981). Kväve tas upp av växter i form av ammonium och nitrat (Mengel & Kirkby, 1987). Dessa omvandlas till aminosyror. Upptaget balanseras med hjälp av vätejoner respektive hydroxidjoner eller vätekarbonatjoner (McBride, 1994; Nilsson *m.fl.*, 1982; Nye, 1981). Detta innebär att ANC minskar respektive ökar beroende på om katjoner eller anjoner tas upp (Warfvinge, 1997). Marken är

generellt mer försurad ju äldre ett trädbestånd är (Hallbäcken & Tamm, 1986). Den större delen av näringsupptaget sker i humuslagret och detta påverkar försurningen i profilen (Tamm & Hallbäcken, 1988). Humuslagrets pH påverkas därför i större grad av beståndet än den djupare mineraljorden (Tamm & Hallbäcken, 1988).

Nitrifikation

Utsläpp av ammonium kan leda till försurning, men först i marken då det sker en biologisk oxidationsprocess. Nitrifikation sker i marken med hjälp av mikroorganismer (främst Nitrosomonas samt Nitrobacter) och leder till att vätejoner bildas. Processen som sker i två steg, leder till att ammonium oxideras till nitrit och vidare till nitrat (Warfvinge, 1997). Det första ledet i nitrifikationen sker med hjälp av strikt autotrofa oxiderande bakterier medan oxidationen från nitrit till nitrat sker med hjälp av heterotrofa oxiderande bakterier. De heterotrofa bakterierna oxiderar mycket långsammare än de autotrofa bakterierna. De faktorer som kontrollerar nitrifikationen är flera olika som tillsammans samverkar. Nitrifi-rare måste finnas tillgängliga, dessa styrs till viss del av hur mycket ammonium som finns tillgängligt, temperatur, pH, näringsämnen i marken, och andra pådrivande faktorer. Tillgängligheten av syre är också av betydelse för nitrifikationen och gynnas av att inte mer än 60 % av porerna i jorden är vattenfyllda (Myrold, 1998). Vid pH 3 minskar nitrifikationspotentialen signifikant i humuslagret (Sitaula *m.fl.*, 2001), men redan vid pH 4 kan nitrifikationen utebli (Persson & Wirén, 1995).

Antropogen försurning

Förbränning av fossila bränslen kan ge utsläpp av svaveldioxid som oxideras i luften eller vattnet i olika steg till starka syror som svavelsyra. Det-samma gäller för kväveoxider som oxideras till salpetersyra. Tillförsel av dessa starka syror kan leda till försurning i mark och vatten. Ammoniak som också bildas vid förbränning av fossila bräns-len, men som inte är försurande förrän den omvandlas i marken, kan i troposfären vattenfas och i regnvatten neutralisera de starka syrororna svavel-syra och salpetersyra. Den processen är reversibel för salpetersyra i gasform (Warfvinge, 1997).

Biomassauttag

Upptaget av baskatjoner hos träd medför en tem-porär försurning som återställs helt eller delvis då trädet dör och bryts ned (Egnell *m.fl.*, 1998). I en urskog återförs näringsämnen då nedbrytningen är slutförd. I en produktionsskog sker det en ut-armning av näringsämnen då man för bort bio-massan vid avverkning. Försurningen återställs då

inte helt (Nilsson *m.fl.*, 1982). Avverkning av bi-omassa medverkar till att näringsämnen förs bort. Det leder till att ANC påverkas negativt, d.v.s. en försurning av marken sker. Vid avverkningen kan H^+ och Al^{3+} öka i marken och Ca^{2+} och Mg^{2+} minska, vilket leder till en minskning av basmättnadsgraden (Nykvist & Rosén, 1985; Olsson *m.fl.*, 1996). I humuslagret kan en minskning av bas-mättnadsgraden vara från 8 % i norra Sverige till 19 % i södra Sverige vid helträdsuttag gentemot enbart uttag av stammarna (Nykvist & Rosén, 1985; Olsson *m.fl.*, 1996).

Skogsskötsel

Skogsbruksåtgärder kan också leda till försurning t.ex. genom gödning, markberedning och träd-slagsval (Hallbäcken, 1992). Trädslagsvalet kan påverka de markkemiska förhållandena genom trädslagsets förnaegenskaper, mineralämnepu-tagningsförmåga, produktionsförmågan och träd-kronans förmåga att filtrera luftens partiklar (Lil-jelund, 1988). Vissa trädslag ger förna som vid nedbrytning medverkar till högre pH, t.ex. björk i jämförelse med gran. Förnan från björk har även ett bättre näringsinnehåll, bättre buffringsförmåga och dess kvalitet gynnar organismer i marken som ytterligare bidrar till ett bättre markkemiskt tillstånd genom sin omrörande effekt i marken (Wickström *m.fl.*, 2001; Liljelund, 1988). De kvali-tativa egenskaperna hos humus som olika trädslag ger, t.ex. syrastyrkan hos det organiska materialet, anses vara en viktig faktor vid påverkan av bl.a. pH i marken (Binkley & Sollins, 1990). En ökning av näringsämnen i humuslagret anses inte bero på skillnad i rotfördelning mellan trädslag utan istäl-let förnafall och olika näringsämnesbehov hos olika trädslag (Brandtberg, 2001). En ökad andel lövträd i ett blandbestånd har också förmågan att öka näringsstatusen i gran (Thelin *m.fl.*, 2002). Näringstillståndet i humuslagret kan vid en blandning av gran och björk i ett bestånd föränd-ras (Brandtberg, 2001). Undersökningar har visat att marken får en signifikant större koncentration av näring i blandbestånd av barr och löv och bas-mättnadsgraden ökar (Thelin *m.fl.*, 2002; Brandtberg *m.fl.*, 2000). I humuslagret ökar då främst koncentrationen av kalcium, magnesium och kalium (Brandtberg *m.fl.*, 2000). Ett inslag av björk ökar främst magnesium och kalium i förnan och därmed i humusen, medan gran ger ett ökat innehåll av kalcium i förnan (Brandtberg, 2001). Trädslaget påverkar även mängden torrdeposition som fångas upp i trädkronan. Gran t.ex. fångar upp mer torrdeposition än tall och björk. Marken nedanför blir därmed surare när dessa ämnen sköljs av barren med nederbörden. Lövträdens krona är dessutom bara verksamma som filter för partiklar i luften under ca 5 månader om året.

Produktionen är större hos barrträd, vilket medför ett större upptag av näringsämnen och därmed ett större tillskott av kompenserande vätejoner. Med ett större inslag av lövträd, exempelvis björk, skulle försurningen kunna minska eftersom pH och basmättnadsgraden påverkas positivt. Produktionen i ett bestånd med lövträd skulle bli mindre (Wickström, 2001; Liljelund 1988), men ett blandbestånd av gran och björk anses dock i vissa fall kunna öka biomassan av stam och samtidigt öka basmättnadsgraden (Brandtberg *m.fl.*, 2000).

Utlakning

Markvätskan innehåller lösta joner. Baskatjoner som inte befinner sig i rotzonen riskerar att lakas ut och därmed bidra till ett minskat växtnäring-förråd. Utlakningen bidrar till att basmättnadsgraden sänks och detta leder till försurning av marken. Utlakningen pågår i Sveriges klimat under större delen av året (Rosén, 1993). När markens buffertsystem förbrukas genom tillförsel av vätejoner via den atmosfäriska depositionen av t.ex. sulfat, blir baskatjonerna tillgängliga i markvätskan p.g.a. katjonutbyte och kan lakas ut (Fleisher *m.fl.*, 1995; Wellburn, 1994).

Syfte

Över en 30 års period från 1970- till 1990-tal har pH värdet i O-horisonten i Västerbotten successivt minskat. Den direkta orsaken till detta är okänd. Syftet med detta arbete är att med hjälp av olika datakällor förklara och kvantifiera olika försurningsprocessers möjliga bidrag till sänkningen i O horisonten. Resultaten från två områden i Norrland, ett med en tydlig pH sänkning och ett med en mindre markant förändring, kommer att jämföras.

MATERIAL & METODER

Riksskogstaxeringen och Ståndortskarteringen

Det material som har analyserats i denna uppsats kommer från Riksskogstaxeringen som utförs av institutionen för resurshushållning och geomatik vid SLU och Ståndortskarteringen som utförs av institutionen för skoglig marklära vid SLU. Både Riksskogstaxeringen och Ståndortskarteringen ingår i Naturvårdsverkets nationella miljöövervakning. Riksskogstaxeringens inventering (SLU, 2002a) är uppbyggd av trakter. Varje trakt är ett kluster av provytor. Trakterna är utlagda systematiskt över landet i ett regelbundet nät med kortare avstånd mellan dem i södra Sverige och längre i norra. Ståndortskarteringen (SLU, 2002b) provtagning sker på riksskogstaxeringens permanenta provytor. Över hela Sverige förekommer det

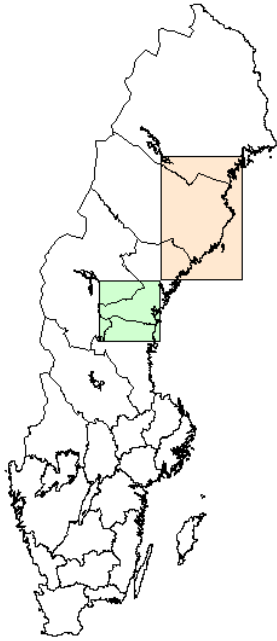
23 500 provytor inom ståndortskarteringen. Man har genomfört inventeringar under två perioder, för åren 1983-1987 och 1993-2002. Observationerna inom Ståndortskarteringen är objektiva och provtagningar av mark och vegetation görs för att kunna studera tillstånd och förändringar som förekommer. Riksskogstaxeringens huvudsyfte är att bistå med statistisk information om tillväxten och avverkningen i skogen samt beskrivning av det svenska skogsbeståndets tillstånd.

Regioner

Två regioner valdes ut för en jämförande studie (Fig. 1). Det verkade förekomma olika trender i förändringen av pH i humuslagret från 1966 till 1999 i dessa regioner (SLU, 2002c). I den norra regionen, region 1, minskade pH betydligt mer i humuslagret än i den södra regionen, region 2, trots att pH redan från början var något lägre i region 1. Därför valdes dessa regioner ut för en jämförande studie. Region 1 utgör delar av Norrbottens län, Västerbottens län och Väster Norrlands län och region 2 delar av Väster Norrlands län, Jämtlands län och Gävleborgs län. Regionerna begränsas av koordinater inom Rikets nät, RT 90, som är ett referenssystem för de allmänna svenska kartorna framställda av lantmäteriverket. Region 1 innefattar koordinaterna Nord 70 000-73 000 och Öst 16 000-18 000, medan region 2 innefattar koordinaterna Nord 68 500-70 000 och Öst 14 500-16 000. Utifrån totalt 817 provytor i region 1 och 718 provytor i region 2, som valts ut enligt kriterierna nedan, gjordes jämförelsen mellan regionerna.

Material

Studien omfattar data från ståndortskarteringen första inventering under åren 1983 till 1987, och ett delmaterial från ståndortskarteringen andra inventering under åren 1994 till 1997. Humusformen hos proven som användes var mårtyper 1, mårtyper 2 eller moder (Karlton *m.fl.*, 1999). De prover som hade ett $\text{pH}_{(\text{CaCl}_2)}$ som var större än 6 valdes bort i urvalet för att inte prov med innehåll av CaCO_3 , som har kraftigt avvikande värden på pH, baskatjoninnehåll och aciditet, skulle påverka de skattade medelvärdena. Förekomsten av sådana prov är mycket liten i det studerade området och har obetydligt intresse i försurningssammanhang. Trädbiomassan som användes kommer från riksskogstaxeringens inventering. Där använder man sig av biomassafunktioner från Marklund (1988) för beräkningarna av volym av tall, gran och björk.



Figur 1. De två undersökta regionerna, region 1, den norra regionen och region 2, den södra regionen.

Underlag för beräkningar av förändringar och massbalanser

O horisonten

Till beräkningarna av förändringar och massbalanser i regionerna användes prov från O-horisonten. Den totala aciditeten, pH (H₂O respektive CaCl₂), baskatjoner, samt basmättnadsgraden var de variabler som användes för dessa medelvärdesberäkningar. För beräkningarna som utfördes på förändringen av baskatjoner och aciditet mellan 1980- och 1990-talet trunkerades fördelningen genom att värden under 1-percentilen och värden över 99-percentilen uteslöts vid medelvärdeskattningarna. Detta gjordes för att undvika att mycket avvikande värden fick stort inflytande på medelvärdet. Basmättnadsgraden är i denna uppsats summan av koncentrationerna (mmolc kg⁻¹) av kalcium, magnesium, kalium och natrium dividerat med summan av baskatjonerna och den totala aciditeten. Humusmängden beräknades också för regionerna. Dessa användes sedan för att uppskatta mängden baskatjoner (molc ha⁻¹) i O-horisonten. Humusmängden (ton ha⁻¹) multiplicerades då med näringsämnenas koncentrationer (mmolc kg⁻¹).

Biomassa

Biomassaberäkningar utgick från tre trädslag, tall, gran, och björk. I gruppen tall ingick även contor-

tatall och i gruppen björk ingick även övriga lövträd. Den procentuella fördelningen av tall, gran och björk i områdena beräknades utifrån den grundtyevägda medeldiametern enligt följande.

Björk (%) = summan av björk och övriga lövträds grundtyevägda medeldiameter, dividerat med summan av alla trädslags grundtyevägda medeldiameter

För att beräkna biomassans innehåll av kalcium, magnesium, kalium och svavel delades trädets biomassa (torrvikt) upp i stam, bark, grenar och barr. Näringsämnen av blad från björk beräknades inte eftersom dessa årligen återförs till marken. Beräkningen gick till enligt följande,

$$U_T = S \times f_T \times C_T \times (z_x / m_x)$$

där U_T är upptaget av laddningeequivalenter av ämnet x i trädslaget T (molc ha⁻¹), S den totala stamvedsmängden (kg ha⁻¹) på provytan, f andelen av trädslaget (se ovan), C_T medelkoncentrationen för ämnet i aktuellt trädslag (g kg⁻¹), z_x jonladdningen hos ämnet x och m_x dess molvikt (g mol⁻¹). Näringsinnehåll i trädens biomassa som användes togs från Alriksson & Eriksson (1998), Karlton (2001), Manninen & Huttunen, (2000), Hytönen (1996, refererar till Finér 1989) samt Finér (1992). I Manninen & Huttunen (2000), användes koncentrationer av svavel gällande för årsbarren för tall och gran, i det området med låg deposition av svavel och kväve. Alla trädslag fick samma innehåll av svavel i stam, gren och bark (Karlton, 2001). Finér (1992) angav medel koncentrationen i % torrsvikt. Dessa multiplicerades med 10 för att få värden i (g kg⁻¹).

Deposition

Depositionsdata som har använts finns tillgängliga på SMHI:s hemsida (SMHI, 2002). Dessa har tagits fram inom svensk samordnad miljöövervakning. Till deposition av näringsämnen användes värden av den totala depositionen från år 1998 (SMHI, 2002). Svavelkoncentrationen beräknades utifrån värden som inte påverkats av svavel från havet, s.k. icke-marint svavel. Värdena baseras på Matchmodellen (Robertson *m.fl.*, 1996) som skapar en bild av spridningen utav luftföroreningar. Matchmodellen är tillämpbar på en begränsad yta, t.ex. delar av Sverige till hela Sverige. Modellen består av flera lager, dimensioner. Utgångspunkten för modellen är en vertikal struktur i tre lager. Man använder sig av väderdata från externa källor och lägger in dem med regelbundna intervall om 3-6 timmar. Modellen ger en realistisk bild av varia-

tioner under säsong och i rummet (spatial), samt rimliga nivåer av ämnen.

Vittring

Den sammanlagda vittringen av baskatjonerna kalcium, magnesium, kalium och natrium beräknades för regionerna. Vittringsberäkningar är utförda med modellen PROFILE (Sverdrup *m.fl.*, 1992). De vittringsdata som användes kommer från en vittringsdatabas som upprättats genom körningar med PROFILE på Ståndortskarteringens material.

Statistiska beräkningar

Arealviktning

Alla beräkningar på O-horisonten, biomassan, depositionen och vittringen, utfördes på material som viktats med arealfaktorn för perioden 1983-1987. Viktningen gick till på följande sätt,

$$V_i = \sum_i (AF_i \times V_i) / \sum_i (AF_i)$$

där AF var arealfaktorn och V var den analyserade variabeln. Arealfaktorn används för att alla provtagningar ska väga lika även om de tillhör olika regioner som är olika stora p.g.a. var i landet de befinner sig eller om det föreligger andra omständigheter som att området som provtagits varit tvunget att delas t.ex. p.g.a. en beståndsgräns (SLU, 2002d).

Konfidensintervall

Konfidensintervall upprättas för att få en uppfattning om hur precist det skattade medelvärdet för den aktuella variabeln är. Ett 95 procentigt konfidensintervall säger oss att vi kan vara säkra till 95 % på att medelvärdet för den studerade populationen ligger inom konfidensintervallet (Milton, 1999). Upprepar vi provtagningen ett stort antal gånger kommer 5 % av de medelvärden vi räknar ut att befinna sig utanför konfidensintervallet. Ett konfidensintervall beskrivs på följande sätt,

$$CI_i = \pm (Sd_i / \sqrt{n_i}) t_a(0.05), (n-1)$$

där Sd är standardavvikelsen och n är antalet provtytor.

Datorprogram

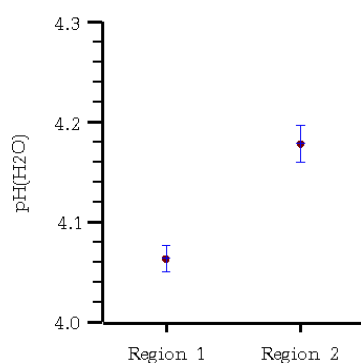
De datorprogram som användes till dataanalysen var SAS 6.12 (SAS Institute Inc., 2000) och ArcView GIS 3.2a. SAS användes vid statistiska beräkningar av medelvärden och konfidensintervall. ArcView användes för att från SMHI:s deposi-

tionskartor allokerade depositionsvärden till varje enskild provtyta.

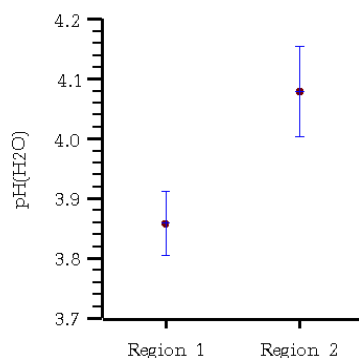
RESULTAT

Regionala markkemiska förhållanden.

Under både 1980-talet och 1990-talet var skillnaderna i pH mellan regionerna signifikanta. Under 1980-talet hade den norra regionen, region 1, ett medelvärde för $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ på 4.06, medan region 2, hade ett $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ på 4.18 (Fig. 2). Under 1990-talet var $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ 3.86 för region 1 och i region 2 var $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ 4.08 (Fig. 3). $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ skiljde sig åt mellan regionerna med samma mönster som för $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ under 1980-talet och 1990-talet och region 1 hade alltså både signifikant lägre $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ och $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ än region 2 (Fig. 4-5). Region 1 är den region som har haft störst minskning av $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$. Där har $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ minskat med 0.2



Figur 2. $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ i O-horisonten under 1980-talet.

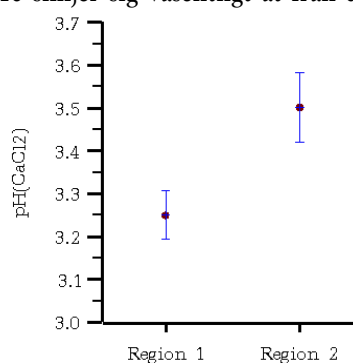


Figur 3. $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ i O-horisonten under 1990-talet.

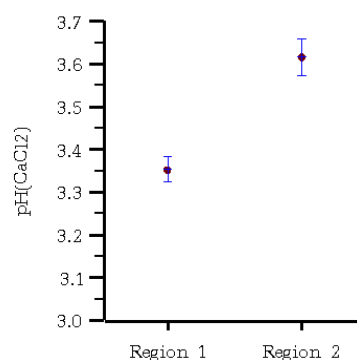
enheter och $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ med 0.1 enheter. Dessa minskningar är signifikanta. I region 2 har det också skett en signifikant minskning av $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ men den är uttryckt i pH enheter endast hälften så stor som minskningen i region 1 (Fig. 2-3). $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ har minskat med 0.12 enheter, men minskningen är inte statistiskt säkerställd (Fig. 4-5). De parvis jämförda värdena av förändringen av $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ i figur 6 och förändringen av $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ i figur 7 visar att förändringen i $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ skiljer sig signifikant åt mellan regionerna. Aciditeten ($\text{mmol} \cdot \text{kg} \cdot \text{ts}^{-1}$) i O-horisonten skiljde inte sig åt så

mycket att regionerna var statistiskt åtskilda varken under 1980-talet eller under 1990-talet (Fig. 8-9). Under 1980-talet hade region 2 ett snävare konfidensintervall än region 1 och variationen inom området var alltså mindre (Fig. 8). Aciditeten i region 2 under denna period var högre än i region 1. Under 1990-talet var däremot aciditeten lägst i region 2 och konfidensintervallen i regionerna var ungefär lika stora (Fig. 9). Detta beror på den ganska stora ökningen i aciditet i region 1 med $88.7 \text{ mmol} \cdot \text{kg} \cdot \text{ts}^{-1}$. Ökningen av aciditeten är emellertid inte statistiskt signifikant (Fig. 8-9). Den totala aciditeten i region 2 minskade med $16.1 \text{ mmol} \cdot \text{kg} \cdot \text{ts}^{-1}$. Skillnaden var inte heller här statistiskt säkerställd (Fig. 8-9).

De parvis jämförda värdena av aciditeten i figur 10 skiljer sig väsentligt åt från de icke parvis jämförda värdena av aciditeten i figurerna 8 och 9 då de

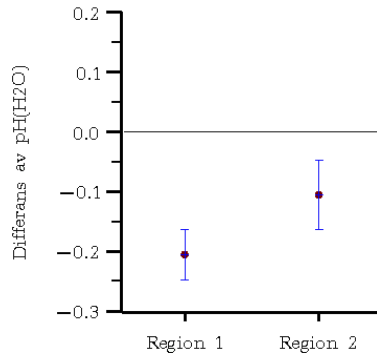


Figur 5. $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ i O-horisonten under 1990-talet

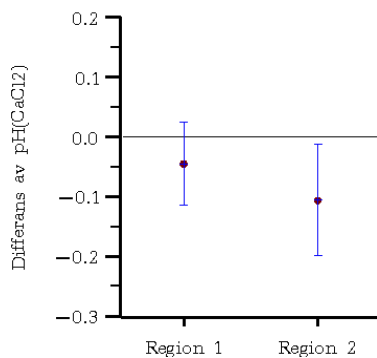


Figur 4. $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ i O-horisonten under 1980-talet.

förda värden av aciditeten i figurerna 8 och 9 då de istället uppvisar en minskning för parvis jämförda värden med $27.0 \text{ mmol} \cdot \text{kg} \cdot \text{ts}^{-1}$ för region 1 och i region 2 en ökning med $4.69 \text{ mmol} \cdot \text{kg} \cdot \text{ts}^{-1}$. Under 1980-talet var baskatjonkoncentrationen ($\text{mmol} \cdot \text{kg} \cdot \text{ts}^{-1}$) i huvudsak högst i region 2, natrium undantaget (Tab. 1-2). Skillnaden mellan regionerna var dock inte signifikanta. Under nästa period hade region 2 fortfarande en högre baskatjonkoncentrationen och kalciumkoncentrationen skiljde sig signifikant åt mellan regionerna (Tab. 1-2). Det förekom några avvikelser i mönstret under

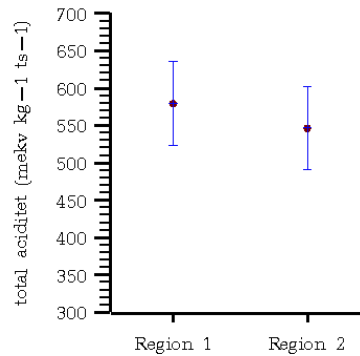


Figur 6. Parvis jämförda värden av $pH(H_2O)$ i O-horisonten mellan 1980- och 1990-talet.

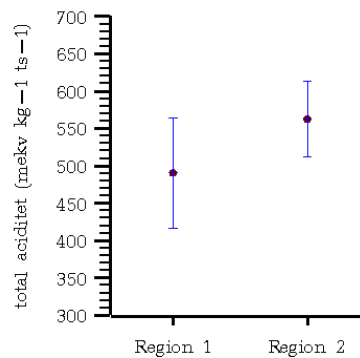


Figur 7. Parvis jämförda värden av $pH(CaCl_2)$ i O-horisonten mellan 1980-talet och 1990-talet.

1990-talet, bl.a. hade magnesiumkoncentrationen för region 2 ett övre värde på konfidensintervallet som skiljde sig åt betydligt från region 1 (Tab. 1-2). De envärda jonerna kalium och natrium var i stort sätt desamma för region 1 och region 2 (Tab. 1-2). I region 1 har koncentrationerna av kalcium, magnesium, kalium och natrium tenderat att minska (Tab. 1). Ingen av dessa förändringar är emellertid statistiskt signifikanta. I region 2 har koncentrationerna av kalcium, magnesium och natrium ökat utan att skillnaderna är signifikanta (Tab. 2). Förändringen som de parvis jämförda baskatjonkoncentrationerna i tabell 3 visar stämmer relativt bra överens med den förändring som icke parvis jämförda värdena visar i tabellerna 1 och 2. Vissa undantag för kalcium och kalium i region 1 förekommer dock. Basmättnadsgraden under 1980-talet låg på 37 procent för region 1 och 26 procent för region 2 (Tab. 4). Under 1990-talet hade dessa siffror minskat till 18 respektive 25 procent. Under 1980-talet uppvisade inte regionerna någon signifikant skillnad, men under 1990-talet var skillnaden däremot signifikant. Basmättnaden i O-horisonten för region 1 har alltså förändrats från att vara högre än i region 2 under 1980-talet till att under 1990-talet vara signifikant

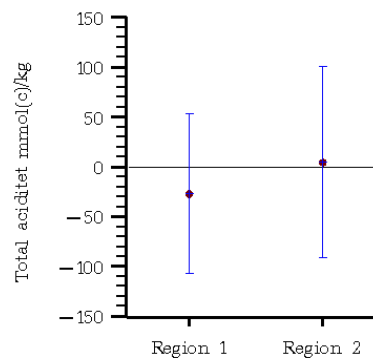


Figur 8. Aciditeten i O-horisonten under 1980-talet.



Figur 9. Aciditeten i O-horisonten under 1990-talet.

lägre (Tab. 4). I Region 2 har basmättnadsgraden däremot inte minskat alls så pass mycket, utan bara med 1 procent.



Figur 10. Parvis jämförda värden av aciditeten i O-horisonten mellan 1980-talet och 1990-talet.

Humusmängder

Mängden humus (ton ha⁻¹) var under 1980-talet störst i region 2 (Tab. 5). Skillnaden i humusmängd mellan regionerna var 4.6 ton ha⁻¹. Skillnaden var dock inte så stor att den var signifikant, då region 1 hade ett konfidensintervall på 56.2 ton ha⁻¹ till 61.7 ton ha⁻¹ medan region 2 hade ett intervall som sträckte sig från 60.2 ton ha⁻¹ till 66.8 ton ha⁻¹. Under 1990-talet skiljde sig humusmängden i stort sätt inte åt mellan regionerna. Både

Tabell 1. Katjonkoncentrationen (mmol kg ts⁻¹) av Ca, Mg och Na (n = 57) och K (n = 34) under åren 1983-87 och av Ca, Mg, Na och K (n = 87) under åren 1994-97 i O-horisonten i region 1

	Period (år)	Medel	k.i.
Ca	1983-87	48.2	± 8.25
	1994-97	42.8	± 8.95
Mg	1983-87	11.4	± 1.35
	1994-97	9.83	± 1.49
K	1983-87	18.0	± 2.35
	1994-97	17.5	± 3.35
Na	1983-87	2.81	± 0.300
	1994-97	2.23	± 0.335

Tabell 2. Katjonkoncentrationen (mmol kg ts⁻¹) av Ca, Mg och Na (n = 70) och K (n = 40) under åren 1983-87 och av Ca, Mg, Na och K (n = 58) under åren 1994-97 i O-horisonten i region 2

	Period (år)	Medel	k.i.
Ca	1983-87	54.3	± 6.95
	1994-97	67.4	± 13.8
Mg	1983-87	12.5	± 1.35
	1994-97	18.6	± 8.3
K	1983-87	20.1	± 2.75
	1994-97	17.9	± 2.85
Na	1983-87	2.68	± 0.25
	1994-97	2.70	± 0.705

Tabell 3. Förändring vid parvis jämförda koncentrationer i O horisonten mellan 1980-talet och 1990-talet av Ca, Mg och Na (n = 34) och K (n = 17) i region 1 och av Ca, Mg och Na (n = 36) och K (n = 19) i region 2 (mmol kg ts⁻¹). Värdena baseras på trunkerade fördelningar

	Region	Medel	k.i.
Ca	1	1.40	± 10.4
	2	18.9	± 19.7
Mg	1	-1.21	± 2.35
	2	8.79	± 13.4
K	1	1.34	± 8.97
	2	-3.60	± 5.63
Na	1	-0.51	± 0.6
	2	0.22	± 1.19

region 1 och region 2 hade minskat sin humusmängd, men region 2 var den region med den största minskningen (Tab. 5). Skillnaden av medelvärdena för humus mellan regionerna var då 0.8 ton ha⁻¹. Även om skillnaderna mellan regionerna inte är signifikanta så indikerar data från parvis jämförda värden i tabell 6 att humusmängden har ökat med 5.15 ton ha⁻¹ i region 1 medan den har minskat med 5.82 ton ha⁻¹ i region 2, en observation som skiljer sig från de icke parvis jämförda humusmängderna i tabell 5.

Mängdberäkningar av aciditets- och baskatjoner

Den totala aciditeten beräknad per areaenhet i humus (molc ha⁻¹) visar att region 2 under 1980-talet hade en högre aciditet per areaenhet än region 1, men att den under 1990-talet minskat med 4600 molc ha⁻¹ och var lägre än i region 1 där det samtidigt skett en ökning av aciditet per areaenhet med 4300 molc ha⁻¹ (Tab. 7-8). En jämförelse av parade värden visar dock att det skett en minskning i både region 1 och region 2, men att minskningen har varit mer än dubbelt så stor i region 2 (Tab. 9). Inga signifikanta skillnader förekommer av den totala aciditeten i regionerna eller av förändringarna som skett. Under 1980-talet var mängden (molc ha⁻¹) kalcium, magnesium, kalium och natrium större i region 2 än i region 1 och även under 1990-talet förekom kalcium, magnesium och natrium i större mängder i region 2 (Tab. 7-8). Skillnaden mellan regionerna var dock inte statistiskt säkerställd. Baskatjonmängden (molc ha⁻¹) i region 1 har minskat för kalcium, magnesium och natrium, medan den i region 2 däremot har ökat (Tab. 7-8). Förändringarna är inte signifikanta. Den parvisa jämförelsen av mängden baskatjoner däremot visar på en ökning av kalcium för båda regionerna, men inte heller vid denna jämförelse är det en signifikant skillnad i förändringen mellan 1980-talet och 1990-talet (Tab. 9).

Biomassans upptag av joner och fördelning av trädslag

Under både 1980-talet och 1990-talet var det beräknade biomassaupptaget av joner större i region 2 än i region 1 (Tab. 10). Trädslagsfördelningen i region 1 och region 2 var likvärdiga under 1980-talet och 1990-talet (Tab. 11). Björkbeståndet var ungefärligt lika för regionerna, tallandelen var något högre i region 1, medan region 2 hade mer gran och övriga lövträd. Förändringen av fördelningen av trädslag varierar något mellan regionerna, men skillnaden är ytterst liten. Andelen lövträd i region 1 och 2 har minskat i ungefär lika

stor proportion (Tab. 11). Detsamma för gran som också har minskat i båda regionerna. Tallan-

delen har däremot ökat och ungefär lika mycket i region 1 och region 2.

Tabell 4. Basmättnadsgraden (%) för O-horisonten

Region	Period (år)	Antal	Medel	Undre k.i.	Övre k.i.
1	1983-87	34	37	27	46
1	1994-97	87	18	15	21
2	1983-87	40	26	20	32
2	1994-97	58	25	21	30

Tabell 5. Humusmängder i O-horisonten (ton ha⁻¹)

Region	Period (år)	Antal	Medel	Undre k.i.	Övre k.i.
1	1983-87	812	58.9	56.2	61.7
1	1994-97	180	58.1	52.2	64.1
2	1983-87	708	63.5	60.2	66.8
2	1994-97	134	58.9	50.3	67.5

Tabell 6. Differens av humusmängderna mellan perioderna för O-horisonten

Region	Antal	Medel	Undre k.i.	Övre k.i.
1	177	5.15	-1.27	11.6
2	128	-5.82	-15.2	3.59

Tabell 7. Mängder (mol·ha⁻¹) av total aciditet, Ca, Mg, K och Na i O-horisonten i region 1

	Period (år)	Antal	Medel	Undre k.i.	Övre k.i.
Tot.acid.	1983-87	57	29900	20100	39700
	1994-97	87	34200	27700	40600
Ca	1983-87	57	5750	3750	7760
	1994-97	87	5570	3480	7650
Mg	1983-87	57	1370	1020	1720
	1994-97	87	1190	903	1480
K	1983-87	34	932	724	1140
	1994-97	87	1000	754	1250
Na	1983-87	57	157	127	187
	1994-97	87	117	97.7	136

Tabell 8. Mängder (mol·ha⁻¹) av total aciditet, Ca, Mg, K och Na i O-horisonten i region 2

	Period (år)	Antal	Medel	Undre k.i.	Övre k.i.
Tot.acid.	1983-87	70	35100	27600	42500
	1994-97	58	30500	21800	39200
Ca	1983-87	70	8280	5260	11300
	1994-97	58	10000	5330	14700
Mg	1983-87	70	1720	1230	2210
	1994-97	58	2520	1160	3880
K	1983-87	40	1150	934	1360
	1994-97	58	934	740	1130
Na	1983-87	70	161	131	192
	1994-97	58	167	102	232

Tabell 9. Differens av mängderna av total aciditet, Ca, Mg, K och Na mellan perioderna för O-horisonten. Värdena baseras på trunkerade värden

	Region	Antal	Medel	Undre k.i.	Övre k.i.
Tot.acid.	1	34	-1530	-9400	6340
	2	36	-3400	-17900	11200
Ca	1	34	1560	-2790	5900
	2	36	2020	-2100	6140
Mg	1	34	-43.1	-605	518
	2	36	1060	-1040	3170
K	1	17	315	-456	1090
	2	19	-239	-626	149
Na	1	34	-26.7	-74.1	20.8
	2	36	27.6	-69.5	125

Vittring och deposition

Den vittring som förekommer av kalcium, magnesium, kalium och natrium ($\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$) i regionerna är störst i region 1, men denna skillnad är inte signifikant (Tab. 12). Depositionen av baskatjonerna kalcium och magnesium ($\text{mol} \cdot \text{ha}^{-1}$) i region 1 är överlag mindre än i region 2 (Tab. 13).

Tabell 10. Upptag i biomassan av kalcium, magnesium, kalium och svavel ($\text{mol} \cdot \text{ha}^{-1}$)

Region	Period (år)	Ca+Mg+K	S
1	1983-87	11600	781
1	1994-97	15100	1040
2	1983-87	14700	988
2	1994-97	19300	1270

Skillnader mellan vätejontillförsel och lagerförändring i regionerna

Den sammanlagda förändringen ($\text{mol} \cdot \text{ha}^{-1}$) av aciditet i regionerna baserad på skattningar av tillförsel av aciditet via katjonupptag från marken utav biomassan och depositionen jämfördes med förändringen i lagret av baskatjoner och aciditet i O-horizonten. Jämförelsen visar att utvecklingen i O-horisonterna är väsentligt olika (Tab. 14). I region 1 balanserar tillförseln och lagerförändringen varandra medan det i region 2 har skett en ungefär lika stor tillförsel av aciditet som i region 1. Trots detta så har aciditeten i humuslagret minskat kraftigt. I region 1 minskar baskatjoninnehållet i O-horizonten med $332 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1}$ och aciditeten ökar med $4300 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1}$. I region 2 ökar innehållet av baskatjoner med $2310 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1}$ och aciditeten minskar med $4600 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Tabell 11. Andel (%) tall, gran, björk och övrigt löv. Avrundning till heltal

Region	Period (år)	Tall	Gran	Björk	Övrigt löv
1	1983-87	50	27	19	4
1	1994-97	53	25	19	3
2	1983-87	39	33	20	7
2	1994-97	43	32	19	6

Tabell 12. Vittring av kalcium, magnesium, kalium och natrium ($\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{år}^{-1}$)

Region	Antal	Medel	Undre k.i.	Övre k.i.
1	102	38.2	31.3	45.0
2	80	34.6	27.5	41.8

Tabell 13. Deposition ($\text{mol} \cdot \text{ha}^{-1}$). (Smbi, 2002)

	Region 1	Region 2
Ca	47.1	50.3
Mg	25.8	27.9
K	26.5	26.0
Na	61.6	59.5
Nhx	123	131
Nox	143	153
NssS	216	197

Tabell 14. Vätejonbalans över förändringen ($\text{mol}\cdot\text{ha}^{-1}$) över en 10 årsperiod från 1983-87 till 1994-97

	Region 1	Region 2
Tillförsel/Bortförsel		
Upptag av katjoner (Ca, Mg, K)	3500	4600
Upptag av anjoner (S)	-259	-282
Deposition av katjoner (Ca, Mg, K)	-994	-1040
Deposition av anjoner (S)	2160	1970
Summa av upptag och deposition	4407	5248
Förändring i O horisonten		
Baskatjoner (Ca, Mg, K, Na)	332	-2310
Aciditet	4300	-4600
Summa av förändringen	4632	-6910

DISKUSSION

För att kunna kvantifiera försurningen är det vanligt att man genomför en beräkning av tillförsel och bortförsel av vätejoner i en s.k. vätejonbudget (van Breemen *m.fl.*, 1983; Bergkvist & Folkesson, 1995). En sådan budget kan ge en indikation på om markens ANC ökar eller minskar. Minskning av ANC, dvs. positiva bidrag i vätejonbudgeten kan ske vid utlakning av vätekarbonat, utlakning eller skörd av organiska anjoner (RCOO⁻), deposition eller produktion av starka mineralsyror och upptag av positivt laddade joner i biomassan. Positiva bidrag till vätejonbudgeten får man vid vittring av mineral, upptag av negativt laddade joner (SO₄²⁻, NO₃⁻) och utlakning av Al³⁺ och H⁺. Det förekommer även andra processer som bidrar till markförsurningen, t.ex. nitrifikation, svaveloxidation och utlakning av nitrat (Skjällberg *m.fl.*, 2001a). I denna uppsats har processer som kan ge potentiellt stora bidrag till aciditeten i marken som näringsupptag hos träd, deposition, och förändringar i humusmängd i O-horisonten kvantifierats för att förklara skillnaderna i försurning mellan de två regionerna i norra Sverige. Eventuell utlakning har inte behandlats i detta arbete på grund av bristen av data för utlakning. I jämförelsen mellan upptaget i biomassan och förändringarna i O-horisonten har ingen hänsyn tagit till att en del av upptaget kommer ifrån mineraljorden, eftersom större delen av fina rötter återfinns i humuslagret och det har visat sig att exempelvis upptaget av kalcium är högre i humuslagret gentemot upptaget i mineraljorden (Brandtberg, 2001). I bestånd av gran kan 53 % av fina rötter (< 1mm) förekomma i humuslagret (Persson *m.fl.*, 1995) och för tall 54 % (Hoffmann & Usoltsev, 2001). Även i bestånd av björk förekommer större delen av fina rötter i

humuslagret, och skiljer sig inte signifikant från rotfördelningen hos gran (Brandtberg, 2001). Då det sker en ökning av biomassa i ett bestånd leder det oftast till en minskning av baskatjoner i marken då dessa ackumuleras i biomassan. Detta kan, åtminstone delvis förklara pH minskningar till ett djup av 70 cm (Hallbäck, 1992). Skillnader i graden av försurning som uppkommer anses bero på skillnader i tillväxthastigheten i olika bestånd och skillnaden mellan olika trädslags tillväxthastighet (Nilsson *m.fl.*, 1982). Den beräknade mängden aciditet som skapats utav tillväxten är ungefär lika stor i de båda regionerna. Trots det så ökar baskatjonkoncentrationen i region 2 och minskar i region 1 i O-horisonten. Detta är inte vad man kan förvänta sig eftersom en ökande tillväxt av biomassan borde leda till en lägre koncentration av baskatjoner i båda regionerna på grund av jonupptaget som sker vid tillväxten (Wickström *m.fl.*, 2001; McBride, 1994; Nilsson *m.fl.*, 1982; Nye, 1981). Den pH minskning i O-horisonten som observerats i båda regionerna borde delvis kunna förklaras utifrån tillväxten av biomassan, men inte skillnaderna i baskatjonkoncentrationen mellan regionerna. En ökning av det organiska materialet i marken kan påverka aciditet och pH i negativ riktning och därmed även basmättnadsgrad i negativ riktning (Miles 1978, citerad i Billett *m.fl.*, 1990; Nilsson *m.fl.*, 1982). I de nordligaste skogarna återstår så pass mycket humus vid rotationsperiodens slut att marken får en ackumulerad aciditet (Nilsson *m.fl.*, 1982). Ökningen ger ett tillskott av organiska syragrupper till marken. I denna studie är humusmängden oförändrad (icke parade ytor) alternativt ökande (parade ytor) i region 1. Förändringarna har skett samtidigt som basmättnadsgraden minskat och aciditeten ökat. I region 2 har humusmängden minskat både för parade och icke parade ytor. Samtidigt är bas-

mättnadsgraden oförändrad och mängden aciditet har minskat på grund av den minskande humusmängden. Förändringarna i humusmängd skulle kunna förklara skillnaderna i förändringarna av aciditet och mängden baskatjoner mellan regionerna men det bör påpekas att förändringarna är statistiskt osäkra. Som tidigare framhållits kan olika trädslag ha betydelse för försurningen och då speciellt i de övre horisonterna i marken (Brandtberg, 2001; Tamm & Hallbäcken, 1988). I ett försök innehållande enbart en trädart i varje enskilt bestånd, förekom det en inblandning av de närliggande beståndens förnaffall med 20-30 %. De angränsande beståndens trädslag hade överlag en signifikant påverkan i undersökningarna, d.v.s. en indikator på att man i blandbestånd kan få förändrade markförhållanden gentemot rena bestånd (Binkley & Valentine, 1991). Även andra undersökningar visar att olika trädslag har betydelse för fördelningen av näringsämnen i O-horisonten (Brandtberg, 2001; Brandtberg *m.fl.*, 2000; Eriksson & Rosén, 1994) och i övre delen av mineraljorden (Thelin *m.fl.*, 2002). pH i O-horisonten behöver dock inte ha påverkats signifikant av de olika trädslagen i beståndet (Eriksson & Rosén, 1994). Inblandningen av lövträd i regionerna i denna undersökning var relativt lika och förändrades mycket litet mellan inventeringsperioderna, från 23 % (1983-87) till 22 % (1994-97) i region 1 och från 27 % (1983-87) till 25 % (1994-97) i region 2. Om en av regionerna hade haft en större andel lövträd skulle en ökning av vissa näringsämnen i O-horisonten eventuellt kunnat kopplas till trädslagssammansättningen. Björk skulle t.ex. kunnat ge mer magnesium och kalium till förnan medan barrträd som gran skulle ha kunnat ge mer kalcium till förnan enligt Brandtberg (2001). I detta fall fanns det ingen sådan uppenbar koppling då fördelningen av trädslagen var relativt lika i regionerna och förändringarna var små mellan inventeringarna.

Undersökningar visar att det förekommer skillnader i pH mellan jordprofiler i norra och södra Sverige (Eriksson *m.fl.*, 1992; Tamm & Hallbäcken, 1988). pH i O-horisonten uppvisar en jämn låg nivå över hela Sverige, medan pH värdena i övriga profilen skiftar från norr till söder (Eriksson *m.fl.*, 1992). Skillnaden av försurningen i humuslager och i mineraljord anses av Tamm & Hallbäcken (1988) kunna bero på trädens näringsupptag respektive sur deposition. Näringsupptagning anses vara den största bidragande orsaken till försurning i humuslagret, medan deposition av sur karaktär visar sig allt mer tydligt i mineraljorden. I norra Sverige är depositionen låg, både vad det gäller baskatjoner och försurande svavel- och kväveföreningar. Detta beror huvudsakligen på avståndet till kontinenten varifrån

mycket av svavel och kväveföreningar härstammar. Depositionen i norra Sverige orsakar troligen inte någon omfattande minskning av baskatjonförrådet (Eriksson *m.fl.*, 1992; Tamm & Hallbäcken, 1988). I södra Sverige däremot har undersökningar visat att 40-50 procent av baskatjonförlusten kan förklaras av deposition från antropogena källor (Hallbäcken, 1992). Depositionen är i stort sett lika stor i de undersökta regionerna. Samtidigt är tillförseln av den sammanlagda mängden aciditet låg i jämförelse med det tillskott som näringsupptaget från träden ger. Depositionen påverkar därför inte försurningen av O-horisonten i regionerna i någon stor omfattning.

Slutsatser

- pH sänkningen mellan inventeringarna är större i region 1 än i region 2 trots att pH redan på 1980-talet var lägre i region 1.
- Basmättnadsgraden har sjunkit kraftigt i region 1, men är oförändrad i region 2.
- Skillnaderna mellan regionerna kan inte förklaras med skillnaden i deposition, vitt-ring, upptag av baskatjoner eller trädslagsfördelning.
- Humusmängden i region 2 har sjunkit mellan inventeringarna, medan humusmängden i region 1 visat tendens till ökning. Förändringen i humusskiktets maktighet kan vara en förklaring till skillnaderna i syra-basstatus utvecklingen mellan regionerna men förändringen är statistiskt osäker.

TACK

Jag vill tacka alla på institutionen för skoglig marklära vid SLU för alla uppmuntrande ord på vägen, och speciellt ett stort tack till min handledare Erik Karlton för all hjälp under arbetets gång. Jag vill även tacka Johan Stendahl och Göran Adelsköld för värdefull GIS support.

REFERENSER

- Alriksson, A. & Eriksson, H.M. 1998. Variations in mineral nutrient and C distribution in the soil and vegetation compartments of five temperate tree species in NE Sweden. *Forest Ecology and Management* 108, 261-273.
- Bergkvist, B. & 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.
- Billett, M.F., Parker-Jervis, F., Fitzpatrick, E.A. & Cresser, M.S. 1990. Forest soil chemical changes between 1949/50 and 1987, *Journal of Soil Science* 41, 133-145.
- Binkley, D. & Sollins, P. 1990. Factors Determining Differences in Soil pH in Adjacent Conifer and Alder-Conifer Stands, *Soil Science Society of America journal* 54, 1427-1433.
- Binkley, D. & Valentine, D. 1991. Fifty-year biogeochemical effects of green ash, white pine, and Norway spruce in a replicated experiment, *Forest Ecology and Management* 40, 13-25.
- Brady, N.C. & Weil, R.R. 1996. *The Nature and Properties of Soils*. 11:e upplagan. Prentice-Hall International. London, U.K. 740 sid.
- Brandtberg, P.O. 2001. Björk istället för vitaliseringsgödsling? *SLU, Institutionen för skogsskötsel, Fakta Skog* 8, 1-4. ISSN 1400-7789.
- Brandtberg, P.O., Lundkvist, H. & Bengtsson, J. 2000. Changes in forest-floor chemistry caused by a birch admixture in Norway spruce stands, *Forest Ecology and Management* 130, 253-264.
- Egnell, G., Nohrstedt, H.Ö., Weslien, J., Westling, O. & Örlander, G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. *Skogsstyrelsen, Rapport 1*, 170 sid. ISSN 1100-0295.
- Eriksson, E., Karlton, E. & Lundmark, J.E. 1992. Acidification of Forest Soils in Sweden, *AMBIO* 21(2), 150-154.
- Eriksson, H.M. & Rosén, K. 1994. Nutrient distribution in a Swedish tree species experiment, *Plant and Soil* 164, 51-59.
- Falkengren-Grerup, U., Linnermark, N. & Tyler, G. 1987. Changes in acidity and cation pools of south Swedish soils between 1949 and 1985. *Chemosphere* 16(10-12), 2239-2248.
- Finér, L. 1992. Nutrient Concentrations in *Pinus sylvestris* Growing on an Ombrotrophic Pine Bog, and the Effects of PK and NPK Fertilization. *Scandinavian Journal of Forest Research* 7, 205-218.
- Fleischer, S., Muniz, I. & Nilsson, I. 1995. Försurningens mekanismer. I: Bertills, U. & Hanneberg, P. (red). Försurningen i Sverige - Vad vet vi egentligen? *Naturvårdsverket, Rapport 4421*, 107 sid. ISSN 0282-7298.
- Hallbäck, L. 1992. The nature and importance of long-term soil acidification in Swedish forest ecosystems. *SLU, Institutionen för ekologi och miljövård, Rapport 52*, 37 sid. ISSN 0348-422x.
- Hallbäck, L. & Tamm, C.O. 1986. Changes in Soil Acidity from 1927 to 1982-1984 in a Forest Area of South-West Sweden, *Scandinavian Journal of Forest Research* 1, 219-232.
- Hoffmann, C.W. & Usoltsev, V.A. 2001. Modelling root biomass distribution in *Pinus sylvestris* forests of the Turgai Depression of Kazakhstan. *Forest Ecology and Management* 149, 103-114.
- Hytönen, J. 1996. Biomass production and nutrition of short-rotation plantations. *The Finnish Forest Research Institute, Research Papers* 586. 61 sid. ISSN 0358-4283.
- Karlton, E., Lundin, L., Odell, G., Löfgren, O. & Carlsson, E. 1999. *Fältinstruktion för ståndortskartering av permanenta provytor vid riksskogstaxeringen*. Institutionen för skoglig marklära vid SLU, Uppsala, Sverige.
- Liljelund, L.E. 1988. Mer lövträd för att motverka markförsurning? *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift. Supplement* 22, 69-75.
- Manninen, S. & Huttunen, S. 2000. Response of needle sulphur and nitrogen concentrations of Scots pine versus Norway spruce to SO₂ and NO₂. *Environmental Pollution* 107, 421-436.
- Marklund, L.G. 1988. Biomassfunktioner för tall, gran och björk i Sverige. *SLU, Institutionen för skogstaxering, Rapport 45*, 73 sid. ISSN 0348-0496.
- Maxe, L. 1995. Det sura nedfallet hotar grundvattnet. I: Bertills, U. & Hanneberg, P. (red). Försurningen i Sverige - Vad vet vi egentligen? *Naturvårdsverket, Rapport 4421*, 107 sid. ISSN 0282-7298.
- McBride, M.B. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York, USA. 406 sid.
- Mengel, K. & Kirkby, E.A. 1987. *Principles of plant nutrition*. 4:e upplagan. International Potash Institute. Worblaufen-Bern, Schweiz. 687 sid.
- Milton, J.S. 1999. *Statistical methods in the biological and health sciences*. 3:e upplagan. The McGraw Hill Companies. Boston, USA. 588 sid.
- Myrold, D.D. 1998. Transformations of Nitrogen. I: *Principles and Applications of Soil Microbiology*. (Red: Sylvia, D.M., Fuhrmann, J.J., Hartel, P.G., and Zuberer, D.A.). Prentice-Hall. New Jersey, USA. 550 sid.
- Nilsson, S.I., Miller, H.G. & Miller, J.D. 1982. Forest growth as a possible cause of soil and water acidification: an examination of the concepts, *OIKOS* 39, 40-49.
- Nilsson, S.I. & Tyler G. 1995. Acidification - induced chemical changes of forest soils during recent decades - a review. *Ecological Bulletins* 44, 54-64.

- Nye, P.H. 1981. Changes of pH across the rhizosphere induced by roots. *Plant and Soil* 61, 7-26.
- Nykvist, N. & Rosén, K. 1985. Effect of clear-felling and slash removal on the acidity of northern coniferous soils, *Forest Ecology and Management* 11, 157-169.
- Olsson, B.A., Bengtsson, J. & Lundkvist, H. 1996. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils, *Forest Ecology and Management* 84, 135-147.
- Persson, H., von Fricks, Y., Majdi, H. & Nilsson, L.O. 1995. Root distribution in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand subjected to drought and ammonium-sulphate application, *Plant and Soil* 168-169, 161-165.
- Persson, J., Otabong, E., Olsson, M., Johansson, M.B. & Lundin, L. 1994. Markens bördighet: vad är bördighet och hur påverkas den? *Naturvårdsverket, Rapport 4337*, 75-138. ISSN 0282-7298.
- Persson, G. & Wilander, A. 1998. Sjöarnas vattenkemi i Riksinventeringen '95. I: Sjöar och vattendrag, årsskrift från miljöövervakningen 1996. Naturvårdsverket - SLU, Institutionen för miljöanalys, Uppsala.
- Persson, T. & Wirén, A. 1995. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils, *Plant and Soil* 168-169, 55-65.
- Robertson, L., Langner, J., & Engardt, M. 1996. MATCH-Meso-scale Atmospheric Transport and Chemistry modelling system. *SMHI, RMK* 70, 37 sid. ISSN 0347-2116.
- Rosén, 1993. *Tydliga störningar i komplicerat system. I: Behöver skogen intensivvård?* (Red: Johansson, L.). Beyronds Grafiska AB. Malmö, Sverige. 107 sid.
- SAS Institute Inc. 2000. *SAS 6.12*. Cary NC, SAS Institute Inc.
- Sitaula, B.K., Sitaula, J.I.B., Aakra, Å. & Bakken, L.R. 2001. Nitrification and methane oxidation in forest soil: acid deposition, nitrogen input and plant effects. *Water, Air, and Soil Pollution* 130, 1061-1066.
- Skyllberg, U. 1993. Acid-base properties of humus layers in northern coniferous forests. *SLU*, 54 sid.
- Skyllberg, U., Jacks, G. & Westling, O. 2001(a). Markförsurningsprocesser. *Skogsstyrelsen, Rapport 11B*, 38 sid. ISSN 1100-0295.
- Skyllberg, U., Raulund-Rasmussen, K. & Borggaard, O.K. 2001(b). pH buffering in acidic soils developed under *Picea abies* and *Quercus robur* - effects of soil organic matter, adsorbed cations and soil solution ionic strength. *Biogeochemistry* 56, 51-74.
- Sposito, G. 1989. *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York, USA. 277 sid.
- Sverdrup, H. & Rosén, K. 1998. Long-term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability. *Forest Ecology and Management* 110, 221-236.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P., Frogner, T., Håøya, A.O., Johansson, M. & Andersen, B. 1992. Critical Loads for Forest Soils in the Nordic Countries. *AMBIO* 21(5), 348-355.
- Talibudeen, O. 1981. Cation Exchange in Soils. I: *The Chemistry of Soil Processes*. (Red: Hayes, M.H.B. & Greenland, D.J.). Pitman Press, Bath, U.K. 714 sid.
- Tamm, C.O. & 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, U., Callesen, I. & Ingerslev, M. 2002. The nutrient status of Norway spruce in pure and in mixed-species stands. *Forest Ecology and Management* 160, 115-125.
- Warfvinge, P. 1997. *Miljökemi. Miljövetenskap i biogeochemiskt perspektiv*. KFS i Lund AB, Lund, Sverige. 277 sid.
- Warfvinge, P., Mörth, M. & Moldan, F. 2000. Vilka processer styr återhämtningen? I: Warfvinge, P. och Bertills, U. 2000 (red). Naturens återhämtning från försurning-aktuell kunskap och framtidsscenarioer. Stockholm: *Naturvårdsverket, Rapport 5028*, 96 sid. ISSN 0282-7298.
- van Breemen, N., Mulder, J. & Driscoll, C.T. 1983. Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil* 75, 283-308.
- Wellburn, A. 1994. *Air pollution and climate change: the biological impact. 2:a upplagan*. Longman Singapore Publishers. Singapore. 268 sid.
- Westling, O. & Lövblad, G. 2000. Depositionsutvecklingen i Sverige. I: Warfvinge, P. och Bertills, U. 2000 (red). Naturens återhämtning från försurning-aktuell kunskap och framtidsscenarioer. Stockholm: *Naturvårdsverket, Rapport 5028*, 96 sid. ISSN 0282-7298.
- Wickström, H., Rex, E., Eriksson, H. & Örlander, G. 2001. Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken, *Skogsstyrelsen, Meddelande 4*, 37 sid. ISSN 1100-0295.
- Personlig referens
Karlton, E. 2001.
- Webinformation
IVL, 2002. IVL Svenska miljöinstitutet AB. (http://www.ivl.se/miljo/projekt/kron/sdep_forandring91-01.asp: Besökt 2002-12-20)
- SLU, 2002a. Riksskogstaxeringen. SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning och geomatik, Umeå. (<http://www-riksskogstaxeringen.slu.se>: Besökt 2002-09-27)
- SLU 2002b. Ståndortskarteringen. SLU, Institutionen för skoglig marklära, Uppsala. (<http://www.sml.slu.se/sk>: Besökt 2002-09-27)
- SLU, 2002c. MarkInfo. SLU, Institutionen för skoglig marklära, Uppsala. (<http://www.markinfo.slu.se/sve/kem/trender/photot.html>: Besökt 2002-09-27)

SLU, 2002d. MarkInfo. SLU, Institutionen för skoglig
marklära, Uppsala.
(<http://www.markinfo.slu.se/sve/info/kartinf/trend.html>
l: Besökt 2002-05-17)

SMHI, 2002. Atmosfärskemisk data. SMHI, Norrkö-
ping.
(<http://www.smbi.se>: Besökt 2002-01-19)

EXAMENSARBETEN UTFÖRDA OCH PUBLICERADE VID
INSTITUTIONEN FÖR SKOGLIG MARKLÄRA, SLU FR O M ÅR 2001

1. Gustafsson, Maria. 2001, Carbon loss after forest drainage of three peatlands in southern Sweden.
2. Isberg, Susanna. 2002. Elementkoncentrationer i gran utmed en markfuktighetsgradient.
3. Munter, Fredrik. 2002. Kloridhalter i gran utmed en depositionsgradient för havssalter.
4. Poggio, Laura. 2002. Epiphytic algae on Norway spruce needles in Sweden – geographical distribution, time-trends and influence of site factors.
5. Zander, Niclas. 2002. Beskogad åkermark – Förändringar av mark-pH efter plantering.
6. Bergkvist, Åsa. 2002. Små skogliga vattendrag i Värmland – Generell beskrivning, förekomst av traktorspår samt spårens inverkan på bottenfauna.
7. Gille, Emma. 2002. Den bäcknära zonen vid små skogliga vattendrag i Värmland – Generell beskrivning, förekomst av traktorspår samt kvicksilverhalter i körpåverkat ytvatten.
8. Herbertsson, Sofia. 2003. Sjunkande pH i Västerbottens humuslager – en kvantitativ analys.

I denna serie publiceras examensarbeten utförda vid institutionen för skoglig marklära, SLU. Tidigare nummer i serien kan i mån av tillgång beställas från institutionen på telefon 018-672212. De kan också laddas ner från institutionens hemsida: <http://www.sml.slu.se>.

ISSN 1650-7223
ISBN 91-576-6560-5

Institutionen för skoglig marklära
SLU
Box 7001
750 07 Uppsala
