

RAPPORT

2 • 2007

Trädslagets betydelse för markens syra-basstatus

- resultat från Ståndortskarteringen



Torbjörn Nilsson, Maj-Britt Johansson, Åke Nilsson

© Skogsstyrelsen mars 2007

Författare

*Torbjörn Nilsson, Inst för Skoglig marklära, SLU
Maj-Britt Johansson, Inst för Skoglig marklära, SLU
Åke Johansson, Inst för Skoglig marklära, SLU*

Fotograf

© Åke Bruhn
Ola Borin

Papper

brilliant copy

Tryck

JV, Jönköping

Upplaga

120 ex

ISSN 1100-0295
BEST NR 1779

Skogsstyrelsens förlag
551 83 Jönköping

Innehåll

Förord	1
Sammanfattning.....	2
Bakgrund	4
Definition av markförsurning.....	4
Orsaker till försurning av marken	4
Motåtgärder	6
Orsaker till trädslagseffekter på mark	7
Trädskronornas filtrering	8
Biomassaproduktion.....	9
Rötternas fördelning i marken.....	9
Rotexudat	9
Mikroklimat.....	10
Förnamängd och förnans kvalitet.....	10
Nedbrytning av förnan	16
Biologisk kvävefixering	17
Data från Ståndortskarteringen.....	18
Metodik	19
Beskrivning av Ståndortskarteringen, provtagning och analyser.....	19
Ståndortskarteringens mål	19
Inventeringsmoment.....	19
Markprovtagning	19
Markkemiska analyser.....	20
Dataurval	21
Statistisk analys	23
Resultat	24
Ståndortsegenskaper.....	24
Humuslagret	27
pH-värde.....	27
Basmättnadsgrad	31
Ståndortsfaktorernas påverkan på pH och basmättnadsgrad i humuslagret under olika trädslag	33
B-horisonten.....	41
pH-värde.....	41
Basmättnadsgrad	44
Diskussion	53
Trädslagets inverkan på pH och basmättnadsgrad i humuslag-ret.....	53
Trädslagets inverkan på pH och basmättnadsgrad i mineraljor-den (B- horisonten)	57
Slutsatser.....	59
Referenser.....	60

Förord

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

Hösten 2004 beslutade regeringen att Naturvårdsverket fick avsätta högst 10 miljoner kronor till motverkande av skogsmarksförsurning i enlighet med förberedelsefasen i Skogsstyrelsens åtgärdsprogram. Skogsstyrelsen arbetade, i samråd med Naturvårdsverket, fram en projektplan för perioden 2005 till 2007. I denna projektplan ingick ett antal studier, bland annat den som presenteras i denna rapport.

Betydelsen av trädslagets effekt på marken har debatterats och under årens lopp har flera studier utförts som försökt belysa detta. I denna rapport belyses frågan genom analys av information från det stora datamaterial som insamlades från permanenta provytor under perioden 1993-2002 inom den rikstäckande inventering av skog och mark i Sverige som utfördes av Riksskogstaxeringen och Ståndortskarteringen.

Rapporten ingår i Skogsstyrelsens rapportserie där författarna står för innehåll och slutsatser.

Jönköping 2007

Johanna From
Projektägare

Karin von Arnold
Projektledare

Sammanfattning

Trädslaget påverkar marken genom sitt växande och den miljö det tillskapar på växtplatsen. Påverkan sker både ovan och under markytan men de effekter som uppkommer ovan mark t.ex. ändrade temperatur och fuktighetsförhållanden kommer även de på sikt att leda till förändringar i markens egenskaper. Vilka effekter olika trädslag ger upphov till på marken har länge diskuterats men frågan är komplex och inte helt lätt att angripa då markprocesserna är långsamma och samspelar med andra faktorer som geologi och klimat. En annan faktor som ytterligare komplicerar utredningar av markeffekter från olika trädslag är att trädslagen på en ståndort sannolikt har växlat under de tusentals år som följt sedan inlandsisen avsmälte. Detta innebär att de undersökningar vi utför i dag på marker under olika trädslag kan vara behäftade med effekter orsakade av andra trädslag som vuxit på platsen tidigare. Ett sätt att komma ifrån detta problem är att studera markeffekterna i speciellt anlagda trädslagsförsök men dessa är få och är begränsade till ett fåtal klimatlägen och geologiska underlag.

Trots frågeställningens komplexa art har flera studier utförts under årens lopp som försökt belysa trädslagseffekter på marken. Under 1980-talet väcktes frågan om trädslagens betydelse för markförsurningen vilket resulterade i såväl nya studier inom området som sammanställningar av äldre undersökningar. I denna rapport försöker vi klarlägga denna frågeställning genom att använda information från flera tusen skogsprovtytor över landet tillhörande Rikskogstaxeringen och Ståndortskarteringens stora datamaterial från perioden 1993-2002.

Eftersom faktorer som geologiskt underlag, grundvattennivå och avverkning i hög grad påverkar markkemin har vi valt att enbart studera järnpodsoler och järnhumuspodsoler på frisk, eller frisk-fuktig mark med en textur som är sandig morän/grovsand eller finkornigare, i bestånd med gallringsskog eller slutavverkningsskog. Detta urval gav markkemi från nära 2 700 provtytor, varav bara 30 tytor utgjordes av rena lövskogsbestånd. Vi har därför i denna studie också undersökt hur olika lövträdsinblandningar (tiondelar) i barrbestånd påverkar markkemin, samt jämfört rena gran- eller tallbestånd med bestånd där lövträdsandelen utgjort $\geq 6/10$ av grundytan.

De viktigaste resultaten från denna undersökning är:

- att den tydligaste inverkan av trädslaget på markens syra-basstatus syns i humuslagret. Bestånd där lövträdsandelen utgör $\geq 6/10$ av grundytan har signifikant högre pH-värde och basmättnadsgrad jämfört med rena gran- och tallbestånd. De rena tallbestånden i norra Sverige hade dessutom signifikant lägre pH-värde i humuslagret jämfört med motsvarande rena granbestånd.
- att i B-horisonten finns ingen tydlig effekt av ökad lövträdsandel på pH eller basmättnadsgraden. Rena tallbestånd har dock högre pH-värden och basmättnadsgrad i B-horisonten än rena granbestånd.

Effekterna av olika trädslag på markens syra-basstatus är inte så stora, men dock signifikanta i humuslagret. Dessa skillnader kan vara av avgörande betydelse för den biologiska mångfalden i skogslandskapet. Om dessa trädslagseffekter även

kan påverka syra/bas-statusen i grund- och ytvatten är okänt, men bör vara ett angeläget framtida forskningsområde.

Utifrån de resultat som redovisas i denna rapport, samt från andra liknande undersökningar kan följande rekommendationer ges:

- vid skogsplantering på åkermark bör man välja lövträd framför barrträd om man vill undvika en betydande försämring av markens syra-basstatus under beståndets omloppsperiod
- plantering av lövträd efter avverkning av barrbestånd kan utgöra ett komplement till andra åtgärder i syfte att motverka markförsurning av ytliga marklager.

Bakgrund

Definition av markförsurning

Markförsurning brukar definieras som att markens syraneutraliserande förmåga (ANC) har minskat, d.v.s. det har skett en nettoförlust av metallkatjoner i marken p.g.a. utlakning och genom upptag i växtbiomassan (van Breemen m.fl., 1983). Ofta anses dock en pH-minskning tillsammans med en minskad basmättnadsgrad i marken vara synonymt med markförsurning. Marken har således tillförts mer vätejoner, protoner, än vad som förts bort. Den ökade protonmängden i marken balanseras av en ökad utlakning av baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) samt Al^{3+} och Mn^{2+} från marken.

Orsaker till försurning av marken

Försurningen av marken är en naturlig process som alltid pågått, men den har förstärkts de senaste seklen genom antropogena utsläpp av försurande ämnen till atmosfären. Markförsurningen kan sägas ske beroende på externa och interna protonkällor (Bredemeier m.fl., 1990). De externa protonkällorna härrör främst från atmosfärisk våt- och torrdeposition av sura ämnen (ex. SO_4^{2-} , NO_3^- , H^+ , NH_4^+). Dessa sura ämnen har till stor del sitt ursprung från förbränning av fossila bränslen, som ger utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider, vilka oxideras till de starka syrorna svavelsyra och salpetersyra i luften. Genom reningsåtgärder har svavelutsläppen minskat i Europa sedan mitten av 1970-talet. Depositionen av svavel i södra Sverige har därför i det närmaste halverats. Depositionen av kväve har dock inte minskat i samma grad. Tillförsel av försurande gödselmedel räknas också som en extern protonkälla.

De interna källorna är processer i marken som genererar protoner (van Breemen m.fl., 1983; Binkley & Richter, 1987; Bredemeier m.fl., 1990). Dessa processer är:

- växters och mikroorganismers katjonupptag
- nitrifikation
- tillförsel och ofullständig nedbrytning av organiskt material
- oxidation av reducerade svavel- och järnföreningar i marken
- utlakning av baskatjoner

En närmare beskrivning av dessa processer ges nedan.

Växters och mikroorganismers katjonupptag. I utbyte mot dessa katjoner (främst NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} och Ca^{2+}) avger växterna och mikroorganismerna vätejoner till marken. (Växterna och mikroorganismerna tar även upp anjoner, främst NO_3^- , SO_4^{2-} och H_2PO_4^- , men katjonupptaget dominerar vanligen över anjonupptaget). Ju högre tillväxt, desto större upptag av mineralnäringsämnen och därmed även större syratillskott till marken. Skogstillväxten i Sverige och Europa har ökat sedan ca 1920 (Eriksson & Johansson, 1993; Elfving & Tegnhammar, 1996; Spiecker m.fl., 1996), medan utsläppen och därigenom även depositionen av sura ämnen minskat de senaste 20 åren. Den ökade skogstillväxten kan delvis bero på

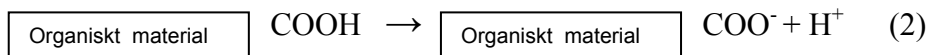
den ökade kvävedepositionen (Eriksson & Johansson, 1993). Enligt bl.a. Sikström m.fl. (2001) är det dock skogsskötselåtgärder (ex. trakthygges-bruk, markberedning, kvävegödsling, dikning och förädling av planmateri-alet) som är orsaken till den ökade skogsproduktionen. Den biologiska för-surningen har således ökat i betydelse de senaste 20 åren och det kan där-för vara klokt att i möjligaste mån välja trädslag som har en låg försurande verkan i förhållande till sin produktion. Större delen av trädens närings-upptag sker i humuslagret, eftersom huvuddelen av trädens rötter finns där. Växternas katjonupptag försurar således humuslagret mer än mineraljor-den (Hallbäcken & Tamm, 1986). I en orörd skog återförs baskatjonerna med tiden till marken och markförsurningen, till följd av växternas upptag av baskatjoner, blir tillfällig. Om träden skördas och bortförs blir markför-surningen däremot permanent.

Nitrifikation. En stor del av det kväve som deponeras utgörs av ammoni-um (NH_4^+). En del av de ammoniumjoner som inte tas upp av växterna kan istället, via bakteriell verksamhet, ombildas till nitrat, varvid två vätejoner bildas:

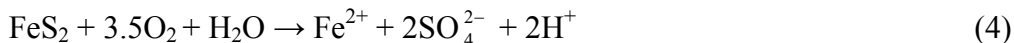


Om växterna tar upp nitratjonerna neutraliseras en av vätejonerna. Lakas nitratjonerna ut bidrar istället bägge vätejonerna till försurning av marken.

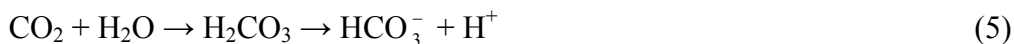
Tillförsel (ackumulation) och ofullständig nedbrytning av organiskt mate-rial. Om det organiska materialet bryts ner fullständigt blir slutresultatet att koldioxid, vatten och mineralämnen frigörs. Om förnan ej bryts ner full-ständigt byggs ett humustäcke upp, där baskatjoner binds in. Dessa bas-katjoner har en gång tagits upp av växterna från marken (och delvis från mineraljorden) och sedan återförts via förnan. Om nedbrytningen av för-nan är ofullständig binds således dessa baskatjoner in i det växande hu-mustäcket och mineraljorden försuras. I ett uppväxande skogsbestånd kan det dröja åtminstone 40-50 år innan förnabildning och nedbrytning börjar komma i jämvikt. När det organiska materialet i marken bryts ner ofull-ständigt bildas svaga organiska syror, ex.:



Oxidation av reducerade svavel- och järnföreningar.



Hydrolys då CO_2 från markandningen löses i vatten. Vid den s.k. mark-andningen avger rötter och markorganismer koldioxid CO_2 . Koldioxiden reagerar med vatten till kolsyra, som dissocieras:



Markvätskan tillförs således bikarbonatjoner (HCO_3^-) och vätejoner. Denna process ger upphov till ett syratillskott om pH är högre än ca 5.

Utlakning av baskatjoner. När markens buffertsystem förbrukas genom tillförsel av vätejoner via depositionen av sulfat och nitrat, ökar baskatjo-nernas tillgänglighet i markvätskan p.g.a. katjonutbyte och kan lakas ut (Fleischer m.fl.,

1995; Wellburn, 1994). Utlakningen av baskatjonerna bidrar till att basmättnadsgraden sänks och att marken försuras.

Enligt van Breemen m.fl. (1984) svarar atmosfärsdepositionen för mellan 30 och 70 % av syrabidraget till marken i Europa. En vätejonbudget gjord för en barrblandskog i sydvästra Sverige visade att atmosfärsdepositionen utgjorde ca 50 % av syrabidraget till marken (Nilsson, 1985). Enligt beräkningar från Energimyndigheten och Skogsstyrelsen deponerades i slutet av 1990-talet i medeltal nästan 0.4 kiloekvivalenter vätejoner per hektar och år, via svaveldepositionen, i Götaland. Skogstillväxtens nettoupptag av baskatjoner motsvarade ett vätejontillskott till marken på i genomsnitt ca 0.65 kekv. per ha och år. I en orörd skog återförs baskatjonerna med tiden till marken och markförsurningen, till följd av växternas upptag av baskatjoner, blir tillfällig. Om träden skördas blir markförsurningen däremot permanent. Stamuttag inkl. GROT-uttag motsvarar i Götaland ett vätejontillskott till marken på i medeltal ca 0.35 kekv. per ha och år.

De starka syror (HCl , H_2SO_4 , HNO_3) som deponeras från luften försurar i större utsträckning än den biologiska försurningen även de djupare markskikten och därmed även grund- och ytvatten. En kraftig markförsurning till följd av den höga depositionen av försurande ämnen under främst den senare delen av 1900-talet har påvisat i Sverige och andra länder genom observationer av minskade pH-värden, basmättnadsgrad och förråd av baskatjoner i marken, samtidigt som halten av utbytbar Al ökat (Ulrich m.fl., 1980; Grenzius, 1984; Hallbäcken & Tamm, 1986; Falkengren-Grerup, 1987; Falkengren-Grerup m.fl., 1987; Nilsson, 1988; Kuylenstierna & Chadwick, 1991; Eriksson m.fl., 1992; Falkengren-Grerup & Tyler, 1992; Hallbäcken, 1992; Jacks, 1992; Gustafsson m.fl., 1993; Johnson m.fl., 1994; Wesselink, m.fl., 1995; Drohan & Sharpe, 1997; Lawrence m.fl., 1997; Dambrine m.fl., 1998; Jönsson m.fl., 2003). I södra Sverige hade pH-värdet i humuslagret och mineraljorden minskat med mellan 0.3 – 1.0 pH-enheter från 1920-1940-talen till 1980-talet (Hallbäcken & Tamm, 1986; Falkengren-Grerup, 1987).

Stora delar av Sveriges urbergsområden är försurningskänsliga, dels på grund av en naturligt låg buffringsförmåga hos markmineralen men dels också på grund av tunna jordtäcken. Markförsurningen i skogen påverkar också den biologiska mångfalden (Falkengren-Grerup, 1989; Torstensson & Liljelund, 1989; Nygaard & Abrahamsen, 1991; Falkengren-Grerup & Tyler, 1993; Brunet m.fl., 1996; Gärdenfors m.fl., 1996; Hallbäcken & Zhan, 1998; Rusek & Marshall, 2000; Pleijel m.fl., 2001) och kan på sikt påverka trädens vitalitet och produktionsförmåga. Försurningen av marken medför också att mark-, grund- och ytvatten försuras (Jacks, 1991; Kjølner m.fl., 2004), vilket medför att känsliga växt- och djurarter i ytvattensystemen drabbas (Engblom & Lingdell, 1991; Bernes, 1993; Havas & Rosseland, 1995).

Motåtgärder

Markförsurningen och eventuella motåtgärder har varit en aktuell fråga inom skogsbruket sedan början av 1980-talet. Kalkning och vitaliseringsgödsling (inkluderande tillförsel av aska) har varit de dominerande motåtgärderna (Derome m.fl., 1986; Eriksson, 1993; Nilsen, 1994, 1998; Staaf m.fl., 1996; Egnell m.fl., 1998; Nohrstedt, 1998). Som alternativ och komplement till kalkning och vitaliseringsgödsling har bl.a. nämnts markberedning, hyggesbränning och minskat bio-

massauttag, samt trädslagsval (Johansson m.fl., 1999). Dessa alternativa motåtgärder har dock hittills inte använts i någon större omfattning i syfte att motverka markförsurningen.

Orsaker till trädslagseffekter på mark

Det är sedan länge känt att markens kemiska, biologiska och fysikaliska egenskaper, speciellt i det översta marklagret, påverkas av olika vegetationstyper. Olika trädslags inverkan på de kemiska och fysikaliska egenskaperna i humuslagret eller den övre mineraljorden påvisades också tidigt. Dansken P.E. Müller redovisade redan 1887 att trädslaget (bok kontra ek) påverkade markens, speciellt humuslagrets, egenskaper. Även andra nordiska markforskare (ex. Tamm, 1920; Valmari, 1921; Raunkiær, 1922; Hesselmann, 1926; Aaltonen, 1932) visade tidigt att olika trädslag mer eller mindre påverkade markens fysikaliska och kemiska beskafligheter. I andra länder noterade man också tidigt att olika trädslag påverkade markens egenskaper. Den kände ryske markforskaren V.V. Dokuchaev (citerad i Binkley & Valentine, 1991) observerade redan 1900 att det fanns skillnader i markegenskaper mellan bestånd med lövträd kontra barrträd. I markvetenskapliga läroböcker redovisade man också tidigt att olika trädslag kunde påverka markens egenskaper på skilda sätt (ex. Ramann, 1911).

I mitten av 1950-talet beskrev Ovington i en rad artiklar (1953, 1956, 1958a,b) hur de fysikaliska och kemiska markegenskaperna påverkades av gran (*Picea abies*), tall (*Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*), björk (*Betula alba*), gråal (*Alnus incana*) och ask (*Fraxinus excelsior*).

När det gäller de övre marklagrens (speciellt humuslagrets) syra/bas-egenskaper kunde man också tidigt påvisa skillnader mellan barrträd och lövträd. Lövträd ansågs vara 'markförbättrare', som producerade en förna rik på baskatjoner (speciellt Ca och Mg). Barrträden däremot ansågs bilda basfattiga, sura humustäcken som även kunde försura mineraljorden. Vissa forskare kritiserade dock denna tes. Bland annat visade Chandler (1939) att alla lövträdsarter inte har en hög Ca-halt i förnan och att vissa barrträdsarter kan ha en hög Ca-halt i förnan. Många gånger används dock begreppet markförbättrare för lövträd fortfarande, även om man numera oftast jämför de enskilda trädslagens påverkan på markegenskaperna.

De viktigaste trädslagsrelaterade faktorerna som kan påverka markens egenskaper är:

- vegetationens förmåga att filtrera luftens partiklar och som påverkar krondroppets kemiska sammansättning
- vegetationens biomassaproduktion och upptag av mineralämnen
- rötternas fördelning i markprofilen
- mikroklimatet under träden
- fall- och rotförnans kvantitet och kvalitet
- nedbrytningen av förnan (biologisk aktivitet i marken, vilka organiska syror som bildas)
- förekomst av biologisk kvävefixering

Dessa faktorer kan enskilt eller tillsammans påverka artsammansättningen hos markvegetationen, markdjuren och markmikroorganismerna, vilket i sin tur kan påverka markens pH-värde och buffertkapacitet.

Träd Kronornas filtrering

Träd Kronorna filtrerar både de våta och de torra luftmassornas innehåll av små vattendroppar, partiklar och reaktiva gaser. Träd Kronans egenskaper, bl.a. bladens/barrens totala yta och att barrträden behåller sina barr även vintertid har ansenlig betydelse för trädens olika förmåga att filtrera luftmassornas innehåll av partiklar och gaser (Fowler m.fl., 1989). Granens täta kronor filtrerar luften effektivare än tall och björk. Lövträdens krona är dessutom bara verksam som filter under ca 5-6 månader om året, d.v.s. då träden har löv. De föroreningar som avsatts i träd Kronorna sköljs vid kraftigare regn ner till markytan. Koncentrationen av många ämnen är ofta högre i krondroppet under träden än i nederbördsvattnet, delvis beroende på träd Kronornas filtrerande förmåga, men även på grund av att den mängd vatten som når markytan under träden är lägre än den mängd nederbördsvattnet som når trädtopparna. Det senare beror på att en del av nederbördsvattnet fastnar i träd Kronorna (=interception) och avdunstar därifrån tillbaka till atmosfären. Interceptionskapaciteten varierar mellan olika trädslag och bland de svenska trädslagen har gran den högsta (Grip & Rodhe, 1994).

Trädens filtrerande förmåga får särskilt stor betydelse i exempelvis industriella regioner med mycket emissioner av svavel- och kväveföreningar och i kustnära områden med hög saltkoncentration i luft och nederbörd. I dessa områden kan depositionen av sura ämnen bli mycket olika under skilda trädslag. Som exempel kan nämnas att Ulrich (1983) rapporterade att den årliga depositionen av svavel var 60 kg ha^{-1} i ett granbestånd beläget i Solling, centrala Tyskland jämfört med 25 kg ha^{-1} med ett närliggande bokbestånd. Syratillförseln, i form av vätejoner, var på öppet fält, under bok samt under gran 0.8, 1.6 och 3.4 kekv H^+ per ha och år. Horntvedt m.fl. (1980) rapporterade att i högbelastade områden i Norge kunde vätejonstillförseln var 100 % högre under gran och tall jämfört med under björk. Med ökad föroreningsbelastning ökade skillnaden mellan trädslagen. Enligt Bergkvist & Folkesson (1995) är atmosfärstillförseln av vätejoner i Skåne 2-8 gånger större till granskog än till bok- eller björkskog. Rothe m.fl. (2002) som bl.a. jämförde depositionen av olika element under gran- och bokbestånd från 16 olika europeiska undersökningar fann att depositionen av protoner var i medeltal 2.5 gånger högre under granbestånd jämfört med motsvarande bokbestånd. Även i områden med låg syrablastning är krondroppet under barrbestånd vanligtvis surare än under lövbestånd, vilket kan bero på att innehållet av organiska syror är högre i krondropp under barrbestånd (Parker, 1983).

Katjoner, speciellt kalium, lakas ut från blad och barr i träd Kronorna och vanligtvis lakas mer katjoner ut från lövträdens blad än från barrträdens barr, vilket medför att pH i krondroppet från lövträd ofta är högre än i själva nederbördsvattnet (Nihlgård, 1970; Cappellato m.fl., 1993; Neary & Gizyn, 1994; Balsberg Pålsson & Bergkvist, 1995; Houle m.fl., 1999; Oulehle & Hruška, 2005). Krondroppet från barrträd har dock ofta lägre pH-värde än nederbördsvattnet, speciellt i områden med hög deposition av försurande ämnen, (ex. Nihlgård, 1970; Brown & Iles, 1991; Oulehle & Hruška, 2005; Pajuste m.fl., 2006).

De översta marklagren blir därför surare under trädslag som filtrerar luften effektivt och under hela året (ex. gran), jämfört med trädslag som har kortare filtreringssäsong och sämre förmåga att fånga upp luftpartiklarna (ex. björk).

Biomassaproduktion

På likartade ståndorter är produktionen av björk vanligtvis betydligt lägre än gran, speciellt i södra Sverige. Som medeltal för hela Sverige producerar björk 46 % av granens volymproduktion på likvärdig mark. I södra Sverige (söder om latitud 60°) är den genomsnittliga produktionspotentialkvoten mellan björk och gran på likartade ståndorter 0.38, medan den i norra Sverige är 0.55 (Bergquist m.fl., 2005). Omräknat till torrsubstansvikt blir dock skillnaden mindre, eftersom densiteten hos björkvirke är ca 30 % högre än för granvirke. Den högre biomassaproduktionen hos gran jämfört med björk, medför att upptaget av näringsämnen är större i ett granbestånd och därmed även tillskottet av kompensande vätejoner till marken. Den biologiska försurningen blir därför i regel större i granbestånd jämfört med björkbestånd.

Rötternas fördelning i marken

Rotsystemets fördelning i markprofilen är ytterligare en faktor som kan påverka den biologiska försurningen av marken. Lövträd anses ofta ha ett djupare och mer vittförgrenat rotsystem än granen, vars näringsupptagande finrötter huvudsakligen anses finnas i humusskiktet. Detta har bl.a. observerats av Sirén (1955) i äldre blandbestånd av björk och gran, där endast 5 % av granens rötter nådde djupare än 20 cm ned i mineraljorden. För björk var motsvarande siffra drygt 30 %. Enligt Brandtberg (2001), som studerade tre ca 35-åriga blandbestånd av björk och gran, fanns det dock ingen statistiskt säkerställd skillnad i rotfördelningen mellan björk och gran. I den undersökningen hade björk t.o.m. en något mindre andel finrötter i mineraljorden jämfört med gran. En grundlig sammanställning av rotdata från ett flertal undersökningar i norra Europa visar dock att gran oftast har det mest ytliga rotsystemet av de studerade trädslagen (Rosengren & Stjernquist, 2004). Markens egenskaper (ex. textur, vattenhalt, pH-värde och näringsinnehåll) har dock stor betydelse för de olika trädslagens rotfördelning, speciellt för finrötterna. Stressfaktorer som hög vattenhalt i marken, mycket sten och block eller lågt pH-värde medför att rötterna ansamlas i de övre markskikten. Speciellt tydligt är detta för gran (Puhe, 2003; Rosengren & Stjernquist, 2004).

Om vi utgår från att gran oftast har ett grundare rotsystem än tall och lövträd, kommer således de avgivna vätejoner i samband med växtnäringsupptag i ett lövbestånd att avges i en större markvolym, jämfört med i ett granbestånd, där vätejoner huvudsakligen avges i humuslagret och den översta mineraljorden. Den av rötterna större påverkade markvolymen i björkbeståndet kan troligen, genom vittring, effektivare neutralisera syratillskottet än i ett granbestånd.

Rotexudat

De rotexudat som rötterna avger består av en komplex blandning av bl.a. organiska syror, fenoliska syror, aminosyror, sockerarter, olika enzymer och vitaminer, samt oorganiska joner m.m. (Smith, 1976; Fox & Comerford, 1990; Dakora & Phillips, 2002; Koo m.fl., 2005). Rotexudaten skiljer sig åt mellan trädslagen med avseende på dess kemiska sammansättning (Smith, 1976; Phillips & Fahey, 2006) och kan således påverka markkemin. Dessa rotexudat kan också öka den mikrobiella biomassan i marken och därmed påverka det organiska materialets nedbrytning och därmed även indirekt påverka markkemin (Helal & Sauerbeck, 1986; Wardle, 1992; Grayston m.fl., 1996; Gobran m.fl., 1998; Paterson, 2003; Koo m.fl., 2005; Phillips & Fahey, 2006).

Mikroklimat

Trädslaget påverkar mikroklimatet (solinstrålning, temperatur, krondroppsmängd, snötäckets tjocklek, markfuktighet) på marken, även om faktorer som ex. antal träd per hektar eller flerskiktade bestånd också är viktiga. Trädens blad- eller barryta påverkar inte bara i hög grad hur mycket av solstrålningen som når marken utan även hur mycket av den långvågiga värmeinstrålningen från marken som kan stråla tillbaka till atmosfären. Snötäcket under barrbestånd (speciellt under täta granbestånd) är oftast tunnare än i lövbestånd, vilket medför att de övre marklagren kyls ner mer och att tjälen går djupare i barrbestånd (Bråkenhielm, 1977). På våren värms också marken upp snabbare under lövbestånd, eftersom mer solstrålning når marken i dessa bestånd (Nihlgård, 1969). Enligt Lundmark (1988) kan medeltemperaturen under vegetationsperioden i mineraljordens övre del vara 2-4 grader högre i björkbestånd jämfört med granbestånd.

I boreala skogar är interceptionsmängden, på årsbasis, större i barrbestånd än i lövbestånd (Nihlgård, 1970; Rothe, 1997; Cannell, 1999; Zhang m.fl., 2001; Hansen, 2003; Christiansen m.fl., 2006). Augusto m.fl. (2002) anger att på årsbasis är interceptionen för löv- resp. barrträd ca 25 % resp. 35 % av nederbörds-mängden. När dessutom transpirationen från barrträden kan börja mycket tidigare på våren jämfört med lövträden, medför detta att den totala avdunstningen (på årsbasis) vanligtvis blir större från barrbestånden och att markfuktigheten således blir lägre under barrträden (ex. Nihlgård, 1970; Bråkenhielm, 1977; Gower & Son, 1992; Jackson m.fl., 2005; Christiansen m.fl., 2006). I blandbestånd av gran och löv kan lägre markfuktighet också observeras under granarna (ex. Saetre, 1999). Porvolymen tycks också vara större under barrbestånd än i lövbestånd (ex. Miehllich, 1971; Nihlgård, 1971). Trädslagets inverkan på markens temperatur och fuktighet medför även att nedbrytningen av det organiska materialet påverkas i hög grad.

Ljusförhållandena under lövbestånd gynnar markvegetationen. I lövbestånd har markvegetationen också ofta ett relativt högt innehåll av bl.a. kalium och kalcium, vilket medför att markvegetationens förna bidrar till att förnan under lövbestånd har högre baskatjoninnehåll jämfört med förnan under barrbestånd (se nedan) (Saetre m.fl., 1997).

Förnamängd och förnans kvalitet

Produktionen av förna kan indelas i fallförna, bottenförna och markförna. Fallförnans utgörs av döda rester från träd och buskar som fallit ned på marken, främst löv och barr, men även kvistar, bark, blomdelar och fruktställningar. Bottenförnans utgörs av döda rester från markvegetation och djur som hamnat på markytan. Markförnans utgörs av döda rester av rötter (rotförna), svampar, bakterier och andra organismer (Lundmark, 1986).

När det gäller fallförnans så finns det många studier som visar att kvantiteten och kvaliteten på fallförnans kan variera kraftigt mellan olika trädslag (Bonnievie-Svendsen & Gjems, 1956; Bray & Gorham, 1964; Rodin & Bazilevich, 1967; Cole & Rapp, 1980; Alban, 1982; Kimmins m.fl., 1985; Reich m.fl., 2005). Det finns dock förhållandevis få studier, där fallförnans kvantitet och kvalitet har jämförts mellan trädslag på samma mark. Där så gjorts verkar totala mängden förnafall ofta vara ungefär lika mellan trädslagen (Lundmark, 1988; Pedersen & Bille-

Hansen, 1999). Reich m.fl. (2005) fann dock stora skillnader i fallförnproduktionen mellan 14 olika trädslag i ett unikt 30-årigt trädslagsförsök i södra Polen.

Vid jämförbara produktionsförhållanden är mängden årlig barrförna vanligtvis något större för gran än hos tall. Räknas även övrig fallförna (kvistar, kottar, bark m.m.) in är mängden dock oftast något större för tall (tabell 1). Inberäknas även markvegetationens fallförna är förmodligen den totala förnproduktionen större under tall- och lövbestånd jämfört med granbestånd, speciellt i södra Sverige där många granbestånd saknar fältskikt. I dessa bestånd med begränsade ljusbetingelser utgörs markvegetationen ofta enbart av mossor vilka i vissa fall helt kan saknas. Den årliga förnproduktionen från markvegetationen i denna typ av bestånd blir därför av ringa omfattning och varierar mellan 0 kg/ha (Johansson, 1988) upp till ca 10 kg/ha (Nihlgård, 1972). Ett negativt samband mellan krontäckningen i ett bestånd och utvecklingen av fältskiktet har rapporterats av Persson & Hytteborn (1975). Det är därför rimligt att anta att markvegetationens förnproduktion blir olika stor i bestånd av olika trädslag och att skillnaden beror på att olika ljusförhållanden råder på markytan. Eftersom ljusförhållandena på marken oftast är sämre i granbestånd än i tall- eller björkbestånd kommer förnproduktionen från markvegetationen i granbestånd att domineras av bottenskiktet och av fältskiktet i tall- och björkbestånd (Johansson, 1988).

Mälkönen (1974) beräknade att markvegetationen bidrog med upp till 30 % av totala fallförnproduktionen i finska tallbestånd. Kjønåas m.fl. (2006) visade att fallförn från markvegetationen under två medelålders och ett äldre granbestånd i Norge utgjorde ca 30 % respektive 50 % av totala fallförnproduktionen.

Skillnader i fallförnproduktion mellan trädslag beror ofta på att biomassaproduktionen skiljer sig mellan trädslagen. Faktorer kopplade till biomassaproduktionen (grundyta, volym, bonitet, beståndsålder, latitud, temperatursumma) har således ofta visat sig vara det som påverkar mängden förnafall (räknat som medel över flera år) mest (Mork, 1942; Bonnevie-Svendsen & Gjems, 1957; Albrektsson, 1988; Berg m.fl., 1993, 1999a, 1999b, Pedersen & Bille-Hansen, 1999). Beroende på främst klimatfaktorer är dock mellanårsvariationen stor och vissa trädslag tycks ha större mellanårsvariationer (Flower-Ellis, 1985; Pedersen & Bille-Hansen, 1999).

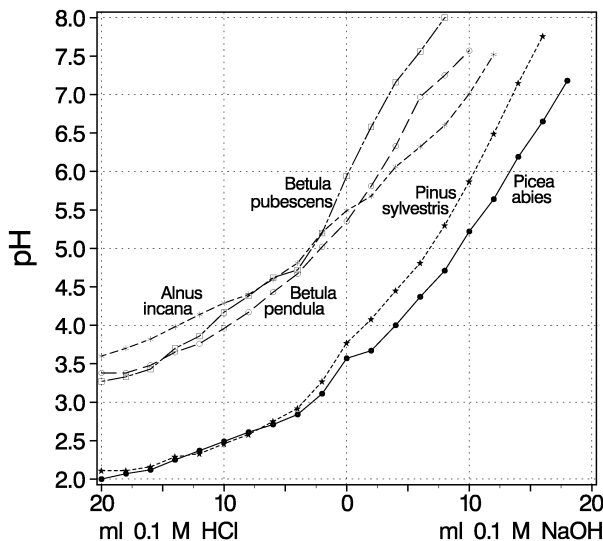
I Sverige brukar fallförnproduktionen i välslutna medelålders bestånd på mark med medelgod bonitet vara i storleksordningen 1-5 ton torrsvikt per hektar och år (tabell 1).

Tabell 1. Fallförnaproduktion (ton/ha och år) vid parvisa jämförelser av olika bestånd på samma mark.

Trädslag	Lokal	Bestånds- ålder	Ståndorts- index	Fallförna- produktion	Referens
Gran	Skirö, Småland	25		2.4	Bråkenhielm (1977)
Björk		25		2.5	
Gran	Tönnersjöheden, S. Halland	62	G33	3.4	Lundmark & Johansson (1986)
Björk		63	B18	2.1	
Gran	Garpenberg, sydöstra Dalarna	112	G24	3.0	Lundmark (1988)
Björk		Ca 70	B21	2.6	
Gran	Brunlanes, Vestfold, Norge	45-65	-	4.3	Bonnie-Svendsten & Gjems (1957)
Bok		80	-	2.5	
Gran	Kongalund, Skåne	55	G34	5.7	Nihlgård (1970)
Bok		90 (45-130)	BOK30	5.7	
Gran	Södra Jylland, Danmark	35	-	3.4	Pedersen & Bille- Hansen (1999)
Bok		35	-	3.1	
Gran	Ulborg, västra Jylland, Danmark	30	-	2.7	Hansen (2003)
Bok		30	-	2.7	
Gran	Lindet, södra Jylland, Danmark	30	-	3.3	Hansen (2003)
Bok		30	-	3.2	
Gran	Fredriksborg, nordöstra Själland, Danmark	30	-	3.4	Hansen (2003)
Bok		30	-	3.8	
Gran	Höglwald, södra Tyskland	85-90	-	5.2	Rothe, 1997
Bok		85-90	-	7.0	
Tall	Avalund, Västerbotten	43	T19	1.6	Lundmark (1988)
Björk		50	B20	1.4	
Lärk	Ås, Akershus, Norge	30	-	3.1	Bonnie-Svendsten & Gjems (1957)
Bok		25	-	3.1	
Gran	Dimbo, Närke	53	G33	2.4	Lundmark (1988)
Tall		53	T28	3.6	
Gran	Remningstorp, Västergötland	57	G29	2.8	Lundmark (1988)
Tall		60	T26	3.2	
Gran	Kungs-Husby, Uppland	57	G28	3.4	Lundmark (1988)
Tall		69	T23	3.7	
Gran	Tomta, Västmanland	55	G32	4.5	Lundmark (1988)
Tall		53	T27	4.2	
Gran	Frösön, Jämtland	70	G22	1.9	Lundmark (1988)
Tall		70	T24	2.1	
Gran	Grue, Hedmark, Norge	80	-	2.0	Bonnie-Svendsten & Gjems (1957)
Lärk		90	-	2.1	
Gran	Eidsberg, Östfold, Norge	50	-	3.2	Bonnie-Svendsten & Gjems (1957)
Lärk		45	-	2.6	
Gran	Ringsaker, Hedmark, Norge	30-40	-	2.0	Bonnie-Svendsten & Gjems (1957)
Lärk		35	-	2.6	
Tall	Storelvdal, Hedmark, Norge	90-130	-	2.4	Bonnie-Svendsten & Gjems (1957)
Lärk		50	-	1.1	

I den färska förnan kan pH-värdet variera mellan ca 3.5-6.8, men vanligtvis ligger pH i den färska förnan mellan 4.5 – 5.5 (Hesselman, 1926; Plice 1934; Mattson & Koutler-Andersson, 1941; Nykvist, 1959, 1963; Lundmark, 1988). Lövförnor har dock oftast högre pH-värde än barrförnor (Mikola, 1954; Alexander & Cresser, 1995; Priha & Smolander, 1997). Enligt Mattson & Koutler-Andersson (1941) är aciditeten i den färska förnan inte så väl korrelerad till dess innehåll av baskatjoner. Vissa barrförnor (ex. granförna) kan således ha lika högt baskatjoninnehåll som lövförnor, men lägre pH-värden. För granförnan kan detta bero på att förnan innehåller mycket oxalsyra och att kalciumjonerna i förnan binds upp som relativt svåröslig kalciumoxalat (Viro, 1955).

På samma marktyp har lövförnor relativt barrförnor således ofta ett högre pH-värde, högre buffringsförmåga (figur 1), näringsinnehåll (tabell 2), samt en högre halt av vattenlösliga substanser och enkla kolhydrater (Hesselman, 1926; Viro, 1955; Nykvist, 1961, 1963; Johansson, 1995). Koncentrationen av baskatjoner är oftast högre i lövförna jämfört med barrförna (Aarnio, 1935; Berg & Staaf, 1981; Johansson, 1986, 1995; Bastrup-Birk m.fl., 2003; Berg & McClaugherty, 2003; Reich m.fl., 2005). Det föreligger dock stora skillnader mellan olika barrträd. Granförnan har exempelvis ofta lika hög, eller högre, halt av Ca än lövförnor på samma marktyp (ex. Bastrup-Birk m.fl., 2003). Studier som jämfört förnakemin hos gran- och tallbarrsförna i bestånd växande på lika geologiskt underlag har visat att gran och tall producerar barrförna med helt olika näringsinnehåll (Johansson, 1995). Granbarrsförnan var jämfört med tallbarrsförnan rikare på samtliga analyserade näringsämnen (N, P, K, Ca och Mg). Detta innebär att tallens barrförna oftast har ett betydligt lägre baskatjoninnehåll än förna från lövträd (Aarnio, 1935; Johansson, 1995; Reich m.fl., 2005).



Figur 1. Elektrometrisk titrering av trädslagsförnor från Kulbäcksliden, Västerbotten. Data från Hesselman (1926).

Att olika trädslag producerar förnor med olika näringsinnehåll på marker med samma näringsstatus beror dels på skillnader i förmågan att ta upp växtnäringen från marken och dels på att trädslagen har olika förmåga att dra tillbaka näring från levande vävnad innan förnan fälls. Enligt Viro (1955) drar barrträd igenomsnitt tillbaka 74 % av kvävet från barren före förnafallet, medan motsvarande siffra för lövträd är endast 53 %. En annan faktor som kan påverka förnans

Tabell 2. Koncentration (% av torrsvikt) av kalcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K), kväve (N) och fosfor (P) i fallföna vid jämförelse mellan olika trädslag på samma mark, från olika undersökningar.

Förnatyp	Ca	Mg	K	N	P	Lokal	Referens
Granbarr	1.96	-	0.21	1.03	0.08	60-årig granskog, Veldre, Norge	Mork (1942)
Björklöv	1.63	-	0.25	0.89	0.07		
Granbarr	1.84	-	0.18	1.00	0.08	50-årig björkskog, Veldre, Norge	Mork (1942)
Björklöv	1.71	-	0.27	0.96	0.07		
Granbarr	1.79	-	0.16	0.87	0.07	140-årig granskog, Hirkjölen, Norge	Mork (1942)
Björklöv	1.25	-	0.17	1.94	0.14		
Björklöv	1.16	-	0.15	1.72	0.16	100-årig björkskog	Mork (1942)
Tallbarr	0.45	-	0.07	0.54	0.04	200-årig tallskog,	
Björklöv	0.93	-	0.13	1.32	0.09	Hirkjölen, Norge	
Granföna	0.55	0.12	0.22	1.53	0.07	30-åriga gran- och bokbestånd, Södra Jylland, Danmark	Pedersen & Bille-Hansen (1999)
Bokföna	0.59	0.12	0.34	1.55	0.07		
Granbarr	0.884	0.142	0.196	1.38	0.066	30-åriga gran- och bokbestånd, Ulborg, västra Jylland, Danmark	Hansen (2003)
Boklöv	0.946	0.127	0.133	1.30	0.069		
Eklöv	0.730	0.120	0.127	1.70	0.076		
Granbarr	0.526	0.115	0.206	1.58	0.082	30-åriga gran- och bokbestånd, Lindet, södra Jylland, Danmark	Hansen (2003)
Boklöv	0.625	0.116	0.291	1.78	0.067		
Eklöv	0.694	0.199	0.222	1.60	0.091		
Granbarr	1.28	0.075	0.230	1.18	0.108	30-åriga gran- och bokbestånd, Fredriksborg, nordöstra Själland, Danmark	Hansen (2003)
Boklöv	1.08	0.142	0.398	1.53	0.105		
Eklöv	0.926	0.151	0.473	2.00	0.130		
Granbarr	1.10					30-åriga bestånd från ett trädslagsförsök med 14 olika trädslag på sandig mark, som tidigare bar ett tallbestånd. Södra Polen	Reich m.fl. (2005)
Tallbarr	0.58						
Björklöv	1.26						
Boklöv	1.27						
Eklöv	1.15						
Granbarr	0.944	0.088	0.174	1.07	0.098	55-80-åriga gran- och bokbestånd, Brunlanes, Norge	Bonnievie-Svendsen & Gjems (1957)
Boklöv	1.11	0.122	0.114	0.994	0.076		
Lärkbarr	0.487	0.104	0.087	0.847	0.043	25-30-åriga bok- och lärkbestånd, Ås, Norge	Bonnievie-Svendsen & Gjems (1957)
Boklöv	1.25	0.166	0.269	1.24	0.074		
Granbarr	1.94	0.061	0.208	0.47	0.104	70-årig gran- och tallskog, Västbyn, Sverige	Johansson (1986)
Tallbarr	0.752	0.051	0.077	0.41	0.031		
Granbarr	2.12	0.147	0.158	0.45	0.074	53-58 årig gran- och tallskog, Grensholm, Sverige	Johansson (1986)
Tallbarr	0.753	0.073	0.113	0.39	0.021		
Granbarr	3.169	0.100	0.323	0.53	0.040	57-69 årig gran- och tallskog, Kungs-Husby, Sverige	Johansson (1986)
Tallbarr	0.793	0.076	0.105	0.38	0.019		
Granbarr	1.16	0.092	0.165	0.826	0.098	80-90 åriga gran- och lärkbestånd, Grue, Norge	Bonnievie-Svendsen & Gjems (1957)
Lärkbarr	0.646	0.137	0.114	0.686	0.090		
Granbarr	0.884	0.103	0.172	1.14	0.105	45-50 åriga lärk- och granbestånd, Eidsberg, Norge	Bonnievie-Svendsen & Gjems (1957)
Lärkbarr	0.676	0.202	0.172	1.34	0.108		
Granbarr	1.27	0.092	0.152	0.966	0.104	35-åriga gran- och lärkbestånd, Ringsaker, Norge	Bonnievie-Svendsen & Gjems (1957)
Lärkbarr	0.594	0.187	0.136	0.924	0.094		
Tallbarr	0.478	0.057	0.064	0.519	0.034	50-110-åriga lärk- och tallbestånd, Storelvdal, Norge	Bonnievie-Svendsen & Gjems (1957)
Lärkbarr	0.436	0.158	0.116	0.528	0.104		

innehåll av näringsämnen är barrens ålder vid fällningen. Studier av barrkemin på kalkrik mark har visat att granförna har ett mycket högre innehåll av kalcium än tallförna, t.o.m. högre än i bok- eller björkförna (Mork, 1942; Liljelund m.fl., 1986; Johansson, 1995). Detta har tolkats som att gran är bättre på att ta upp kalcium från marken eller att granbarrnen är äldre vid förnafallet än t.ex. tallbarr och har ett högre innehåll av kalcium till följd av att ämnet är relativt immobilt och gradvis ackumuleras med barrens ålder (Gosz m.fl., 1972; Kramer & Koslowski, 1979).

Det höga baskatjoninnehållet i lövträdens förnor medför att tillförseln av dessa ämnen till marken oftast blir större i lövbestånd än i barrbestånd (tabell 3). Denna effekt beskrevs redan i slutet av 1800-talet av Ebermayer (1876). Enligt Mork (1942) och Viro (1955) tillförs ungefär 100 % mer Ca, K och Mg i björkbestånd jämfört med tallbestånd.

Tabell 3. Fallförnaproduktion (ton/ha och år), samt tillförsel av olika näringsämnen (kg/ha och år) vid parvisa jämförelser av olika bestånd på samma mark.

Trädslag	Fallförna- produktion	Ca	Mg	K	N	P	Referens
Gran	3.47	19.1	3.8	6.2	37.5	1.9	Hansen (2003)
Bok	2.35	20.8	2.8	3.1	29.2	1.5	
Ek	3.04	22.4	4.0	4.3	47.3	2.3	
Gran	3.13	13.2	3.0	5.9	41.6	2.3	Hansen (2003)
Bok	2.88	17.1	3.1	7.4	46.5	1.8	
Ek	2.08	14.1	3.9	4.7	33.1	1.9	
Gran	3.66	67.3	4.5	16.6	69.2	6.7	Hansen (2003)
Bok	3.43	33.4	4.1	11.5	45.8	3.1	
Ek	4.43	42.2	6.6	20.9	85.0	5.8	
Gran	5.2	29.2	3.5	10.9	62.1	4.5	Rothe, 1997
Bok	7.0	45.3	8.7	22.2	67.6	5.4	
Gran	3.42	18.3	3.9	7.6	52.4	2.4	Pedersen & Bille- Hansen (1999)
Bok	3.11	18.0	3.5	10.5	45.0	1.9	
Gran	4.3	28.9	3.1	6.8	38.4	3.4	Bonnie-Svendsen & Gjems (1957)
Bok	2.5	23.8	2.6	2.4	22.7	1.7	
Lärk	3.8	17.3	-	2.8	26.4	1.3	Bonnie-Svendsen & Gjems (1957)
Bok	3.5	38.0	-	7.3	39.5	2.2	
Gran	2.0	18.5	1.5	2.8	14.2	1.7	Bonnie-Svendsen & Gjems (1957)
Lärk	2.1	13.8	2.9	2.3	14.5	1.7	
Gran	3.2	25.6	3.0	5.3	37.0	3.2	Bonnie-Svendsen & Gjems (1957)
Lärk	2.6	15.4	4.4	4.4	32.8	2.5	
Gran	2.0	22.4	1.7	2.9	19.0	2.0	Bonnie-Svendsen & Gjems (1957)
Lärk	2.6	12.8	3.8	3.6	21.4	2.0	
Tall	2.4	9.6	1.2	1.6	12.4	0.8	Bonnie-Svendsen & Gjems (1957)
Lärk	1.1	3.6	1.2	1.0	4.8	0.8	

Nedbrytning av förnan

Via trädens förnafall tillförs skogsmarken stora mängder organiska syror varav vissa är av enklare natur (låg molekylära) och andra mer komplexa. Den aciditet som uppmäts i färsk förna kommer till stor del från den förra typen men då de bryts ner snabbt bidrar de endast mycket lite till den aciditet som finns i humuslagret (Nykvist, 1959; 1963). De mer komplexa organiska syror bryts ner mycket långsamt. Aciditeten hos dessa organiska syror kommer främst från karboxylgrupper (R-COOH), men även fenolgrupper (R-OH).

Huvuddelen av den färska förnan består av kol i form av strukturella polymerer (cellulosa, lignin och hemicellulosa). Förnan innehåller också vattenlösliga fraktioner som enkla sockerarter och aminosyror, men också enkla och komplexa fenoliska föreningar (Swift m.fl., 1979; Berg & McClaugherty, 2003).

Klimatet och förnans kvalitet styr i hög grad hur snabbt den bryts ner (Swift m.fl., 1979; Berg & McClaugherty, 2003). Andra faktorer som också kan inverka på nedbrytningshastigheten är grundvattenytans läge, markens pH-värde och innehåll av näringsämnen, samt vilken typ av markorganismer som finns i marken.

Till de förnakvalitevariabler som visats ha betydelse för nedbrytningen hör halt av kväve, fosfor och lignin eller kvoten mellan lignin- och kvävehalten eller CN-kvoten (Taylor m.fl., 1989; Aber & Melillo, 1991; Entry m.fl., 1995; Vesterdal, 1999; Berg 2000; Gholz m.fl., 2000; Preston m.fl., 2000). Eftersom förnans strukturella beståndsdelar är olika svåra att bryta ned för mikroorganismerna, nedbryts förnan i olika steg. Först attackeras de lättnedbrytbara komponenterna bestående av energirika sockerarter. Efter detta angrips de delar av cellulosan eller hemicellulosan som inte är insprängd eller omsluten av lignin. Sist angrips ligninet som är en mycket komplex polymer med aromatisk struktur. Till följd av att mikroorganismerna är i behov av näringsämnen för sitt arbete kommer förnans initiala näringsinnehåll att påverka dess nedbrytningshastighet. En hög näringshalt (N och P) tycks dock endast stimulera nedbrytningen under den första delen av processen (Berg & Staaf, 1980; Berg m.fl., 1993). I det senare stadiet av förnans nedbrytning har ligninhalten en negativ inverkan på nedbrytningshastigheten, liksom kvävehalten, eftersom kväveföreningar tillsammans med det organiska materialet kan bilda mycket svårnedbrytbara produkter (Johansson m.fl., 1995; Berg m.fl., 1995, 2003). Vissa studier har även indikerat att kalcium kan ha en gynnsam effekt på nedbrytningen i mycket sena stadier vilket förklarats av dess stimulerande effekt på de nedbrytande organismerna (Johansson, 1994).

Eftersom nedbrytningen är en biologisk process påverkas hastigheten av klimatet. Den gynnsamma effekten som ett varmare och fuktigare klimat har på nedbrytningen tycks dock endast gälla den initiala nedbrytningsfasen upp till ca 40 % viktsförlust (Berg m.fl., 1993; Johansson, 1994; McTiernan m.fl., 2003). Senare skeden regleras av förnakemin och då främst halten av lignin.

Vaxlagret på barrens yta och de höga halterna av lignin och andra polyfenoliska föreningar medför att barrförnan oftast har ett långsammare nedbrytningsförlopp än lövförnan som innehåller mer lättnedbrytbara och vattenlösliga föreningar som sockerföreningar, aminosyror och alifatiska syror (Viro, 1955; Nykvist, 1963; Lundmark & Johansson, 1986; Gallet & Lebreton, 1995; Johansson, 1995; Harris & Safford, 1996; Hongve m.fl., 2000). Även nedbrytningsförloppet hos olika barrförnor kan skilja sig åt. Johansson (1995) fann exempelvis att granbarr bröts ned långsammare än tallbarr när dessa förnors nedbrytningsförlopp följdes på

samma mark. Granbarren hade ett högre näringsinnehåll än tallbarren men granförnans ligninhalt var högre än tallbarrens. De svårnedbrytbara föreningarna i barrförnor avger starkare organiska syror än lövförnor (Binkley & Valentine, 1991) och bidrar således till en pH-sänkning i humuslagret. I en undersökning i södra England rapporterade Ovington & Madgwick (1957) att i 68 av 73 barrbestånd var pH-värdet lägre i humuslagret jämfört med förnalagret, medan motsvarande förhållande bara rådde i 14 av 27 lövträdsbestånd. Koncentrationen av löst organiskt kol (DOC) är vanligtvis också högre i markvattnet under humuslagret från barrträd (ex. Brown & Iles, 1991; Robertson m.fl., 2000; Augusto & Ranger, 2001; Oulehle & Hruška, 2005), jämfört med lövträd, vilket medför en ökad vittering och podsolering av mineraljorden under barrträd (Sohet m.fl., 1988; Ranger & Nys, 1994; Raulund-Rasmussen m.fl., 1998).

Vissa trädslag ger en förna som vid nedbrytning medverkar till ett högre pH i marken, t.ex. björk i jämförelse med gran. Björkförnan har normalt ett bättre näringsinnehåll och en högre buffringsförmåga än granförnan. Detta medför att björkförnan vanligtvis inte bara gynnar mindre markorganismer utan även större markorganismer (ex. Huhta, 1979; Saetre, 1998; Saetre m.fl., 1999), som genom sin omrörning bidrar till att det organiska materialet finfördelas och förs ner i marken. Den biologiska aktiviteten i marken är således vanligtvis högre i ett lövbestånd, jämfört med ett barrbestånd, och detta gynnar nedbrytningen av det organiska materialet i marken (Mikola, 1985; Liljelund, 1988). Detta i sin tur medför att pH-värdet blir högre under björk jämfört med gran. Humusens egenskaper (bl.a. syrastyrkan hos det organiska materialet) under olika trädslag är också en faktor som kan påverka markens pH-värde och basmättnadsgrad. Dessa olika faktorer bidrar till att artantalet och biomassan för markvegetationen vanligtvis är högre under lövträd än under barrträd (Bråkenhielm, 1977; Priha & Smolander, 1997; Saetre m.fl., 1997; Wallrup m.fl., 2006).

Sammansättningen hos markfaunan och övriga markorganismer påverkas i hög grad av trädslaget, men det finns få undersökningar som verifierar detta (Saetre, 1998). Svampbiomassan är vanligtvis större under barrträd jämfört med lövträd, medan bakteriebiomassan är större under lövträd. Den totala mikrobiella biomassan i marken är oftast större i lövbestånd, jämfört med barrbestånd (Mardulyn m.fl., 1993; Priha & Smolander, 1997; Bauhus m.fl., 1998; Priha, 1999; Smolander & Kitunen, 2002; Scheu m.fl., 2003; Smolander m.fl., 2005).

Biologisk kvävefixering

Kvävefixerande mikroorganismer som är kopplade till vissa trädslag (i Sverige gråal och klibbal) kan indirekt medföra försurning av marken, genom att nitratutlakningen kan öka (Binkley & Richter, 1987).

Nitrifikationen i marken bidrar till markförsurningen på två sätt;

- I. nitrifikationsprocessen resulterar i en nettoproduktion av vätejoner, se ekvation (1).
- II. utlakningen av den lättlösliga nitratanjonen medför att den drar med sig katjoner. Beroende på bl.a. markens pH, mineralogi och innehåll av organiskt material så balanseras nitratutlakningen av H^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} eller andra katjoner.

Data från Ståndortskarteringen

I denna rapport redovisas markkemiska data från den s.k. Ståndortskarteringen omdrev under åren 1993-2002. Ståndortskarteringen utförs på Riksskogstaxeringens permanenta provytor och omfattar förutom markbeskrivning och markprovtagning också inventering av markvegetation och (från 1993) epifytisk vegetation. Ståndortskarteringen utfördes första gången vid de permanenta ytornas etablering 1983-87, då ca 23 500 provytor ståndortskarterades. Provytorna återinventerades under perioden 1993-2002.

Från och med år 2003 utförs Ståndortskarteringen moment inom den s.k. Markinventeringen som tillsammans med Riksskogstaxeringen sorteras in under programmet Riksinventeringen av Skog (RIS).

Riksskogstaxeringen och Ståndortskarteringen (nuvarande Markinventeringen) utgör tillsammans Sveriges enda objektiva, nationella inventering av skogsmark och vegetation och är en viktig del av den nationella miljöövervakningen av landekosystemen. Några av fördelarna med samordningen mellan Riksskogstaxeringen och Ståndortskarteringen är:

- Ett objektivt utlagt, rikstäckande provytenät.
- Inventeringarna är kontinuerliga och långsiktiga, vilket ger möjlighet till studier av långa tidsserier.
- Inventering av mark, markvegetation, buskskikt, trädskikt och markanvändning på samma provytor medför att data från en stor del av ekosystemet kan kopplas samman.

De senaste 30-40 åren har många studier gjorts som jämfört markkemin under olika intilliggande trädslagsbestånd, där marken varit likvärdig innan beskogningen (ex.: Nihlgård, 1971; Bråkenhielm, 1977; Lundmark & Johansson, 1986; Nordén, 1992; Eriksson & Rosén, 1994; Alriksson & Eriksson, 1998; Oostra m.fl., 2006). I denna undersökning har vi istället använt Riksskogstaxeringens och Ståndortskarteringen stora datamaterial från perioden 1993-2002 på beståndsdata, ståndortsfaktorer och markkemi från flera tusen provytor i olika skogsbestånd över hela Sverige. Från dessa databaser har vi valt ut ytor med följande likvärdiga egenskaper:

Textur:	Sandig morän/grovsand eller finare
Jordmån:	Järnpodsoler och järnhumuspodsoler
Markfuktighet:	Frisk eller frisk-fuktig mark
Huggningsklass:	C+D-skog (d.v.s. gallringsskog eller slutavverknings-skog)

Det finns nästan 2 700 markprovtagna provytor med dessa egenskaper, men bara ett fåtal rena lövskogsbestånd. Vi har därför valt jämföra rena gran- och tallbestånd med bestånd där lövinblandningen utgör $\geq 6/10$, eller hur en ökad lövinblandning i barrbestånd påverkar pH och basmättnadsgrad i humuslagret eller B-horisonten.

Metodik

Beskrivning av Ståndortskarteringen, provtagning och analyser

Ståndortskarteringens mål

Ståndortskarteringens mål är att genom återkommande observationer och provtagningar på riksskogstaxeringens permanenta provytor skapa ett objektiva och landsomfattande underlag för studier av tillstånd och förändringar i mark och vegetation.

De viktigaste syftena är att:

- ge underlag för ställningstaganden om vård och utnyttjande av den svenska skogsmarken,
- studera förändringar orsakade av yttre miljöpåverkan (luftföroreningar, klimat, markanvändning),
- studera förändringar som följd av trädbeståndens utveckling,
- tillhandahålla material för annan forskning med anknytning till mark och vegetation.

Redovisade resultat ska belysa tillstånd och förändringar på nationell och regional nivå.

Inventeringsmoment

Inom Ståndortskarteringen fanns i princip fyra inventeringsmoment (1. Ståndortsbeskrivning, 2. Jordmånsbeskrivning, markprovtagning inkl. markkemiska analyser, 3. Vegetationsbeskrivning, 4. Lav- och alginventering), som gjordes på de permanenta provytorna. Dessa moment ger tillsammans med Riksskogstaxeringens ståndorts- och arealinventering en översiktlig beskrivning av ståndortsförhållandena på provytorna. I denna rapport har vi nyttjat data från de två första inventeringsmomenten tillsammans med data från Riksskogstaxeringen. Några av de variabler som plockades ut ur databaserna och som använts i denna rapport redovisas i Bilaga 1.

Markprovtagning

På de provytor som studerats i denna rapport har (om möjligt) markprov tagits i en provcirkel (med radien 1 m) på följande horisonter:

O – humuslagret. Proven är tagna med en humusborr, med 100 mm diameter. För att få ihop tillräcklig provmängd (minst 1.5 liter humus) krävs olika antal borrhstick (dock maximalt 9 st.) beroende på humuslagrets tjocklek.

B – de övre 5 cm av rostjorden. Om rostjord saknas tas provet i de översta fem cm av mineraljorden. Provtagningsdjupet, mätt från markytan, anges i variabeln B-horisontens övre gräns (B_OV_GR). Provet utgår om humusformen är av mår- eller torvtyp och humuslagrets tjocklek ≥ 50.5 cm.

'BC' Detta prov insamlas från standarddjupet 50 cm (45-55 cm under markytan). Provet representerar ofta övergången mellan B- och C-horisonterna. Den horisont provet tagits ifrån anges i variabeln BC-horisont (BC_HORI). Om jorddjupet är \leq

50.5 cm, eller om humustjockleken i en mår eller torvtyp är ≥ 50.5 cm utgår BC-provet.

'C' Detta prov insamlas från standarddjupet 60 cm (55-65 cm under mineraljordens övre kant). Provet hamnar ofta i C-horisonten, men i variabeln C-horisont (C_HORI) anges precis vilken horisont provet tagits i. Provet utgår om humusformen är av mår- och torvtyp och humustjockleken > 30.5 cm, eller om jorddjupet inte räcker till.

I denna rapport jämförs huvudsakligen markkemin i humuslagret och B-horisonten under gran-, tall- och lövbestånd.

Markkemiska analyser

De markkemiska analyser som utförts inom Ståndortskarteringen har utförligt beskrivits av Karlton (1997). De markkemiska parametrar vi studerat speciellt i denna rapport är pH och basmättnadsgrad. För att förklara en del av skillnaderna i pH och basmättnadsgrad presenteras även en del värden på kolhalt, utbytbart Al, titrerbar aciditet och katjonutbyteskapacitet.

pH-analys

Vid analysen av pH-värdet i markproven har tre olika lösningar använts; avjoniserat vatten (pH-H₂O), 0.01 M CaCl₂-lösning (pH-CaCl₂) och 1 M KCl-lösning (pH-KCl). Mätningen av pH-KCl görs i samband med analys av utbytbart aluminium (se nedan) och görs inte på lika många prov som för pH-H₂O och pH-CaCl₂. För mätningen av pH-H₂O och pH-CaCl₂ görs två invägningar per prov, en för pH-H₂O och en för pH-CaCl₂. För prov från humuslagret invägs, beroende på volymvikten, 5.0, 2.0 eller 1.0 g jord. Från mineraljordsprover vägs 5.0 g jord in. Proven vägs in i 50 ml plaströr. Till ett av de invägda proven tillsätts 25 ml avjoniserat vatten och till det andra 25 ml 0.01 M CaCl₂-lösning. Proven skakas därefter kraftigt så att jordprovet suspenderas i lösningen. Proven får därefter stå över natten i rumstemperatur och skakas på nytt på morgonen. När suspensionen sedimenterat görs pH-mätningen med hjälp av ett automatiserat titreringsystem från Metrohm bestående av två titreringsmoduler, Titrino 719S och 721 Net Titrino samt en automatisk provväxlare, 730 Sample changer. Mätningen styrs från en PC med programmet TiNet 2.1. En kombinerad glaselektrod LL med 3 M KCl elektrolyt och en keramisk diffusionskanal används vid själva pH-mätningen.

Utbytbart aluminium

Cirka 10 g lufttorkat humus- eller mineraljordsprov vägs in i en skakflaska (250 ml). 100 ml 1 M KCl-lösning tillsätts och provet skakas därefter i en skakmaskin i två timmar. Lösningen filtreras genom ett OOK-filter ner i en 100 ml plastflaska. 10 ml av extraktet förs över till en annan 100 ml plastflaska och 40 ml 0.125 M HCl-lösning tillsätts. Aluminiumkoncentrationen i detta prov analyseras på ICP. På de resterande 90 ml av extraktet mäts pH (pH-KCl).

Basmättnadsgrad och titrerbar aciditet

För att få värden på basmättnadsgraden i proven måste koncentrationerna av utbytbara baskationer (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ och Na⁺) och den titrerbara aciditeten bestämmas. De utbytbara baskationerna bestäms genom att först väga in 2.00 g humus eller 15.00 g mineraljord i en 250 ml skakflaska. Därefter tillsätts 100 ml 1N NH₄OAc-lösning (pH 7.0). Provet skakas 90 minuter i en skakmaskin. Suspensionslösningen filtreras genom pappersfilter (askfritt filterpapper, 00K) ner i 100 ml plastflaskor. Koncentrationen av baskationer i en del av extraktionslösningen

analyseras med en induktivt kopplad plasmaemissionsspektrofotometer (ICP). För bestämning av den titrerbara aciditeten används 50 ml av ovanstående extraktionslösning. Lösningen titreras med färsk 0.1 M NaOH (om initialt pH<7.00) alternativt med 0.1 M HNO₃ (om initialt pH>7.00) till pH 7.00. Titringen utförs med samma automatiska titreringsystem som vid pH-mätningen. Summeras koncentrationerna (i mmol_c kg⁻¹) av de utbytbara baskatjonerna och den titrerbara aciditeten erhålls provets katjonytbyteskapacitet vid pH 7 (CEC_{pH7}). Basmättnadsgraden (BS, i %) räknas ut med följande formel:

$$BS = \frac{\sum (Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+})}{CEC}$$

Kolhalt

0.03 - 0.5 g (beroende på bedömt kolinnehåll) väl homogeniserat och lufttorkat prov vägs in. Provet försluts i en kapsel av Al-folie och förbränns i en CNS-analysator (LECO CNS-1000).

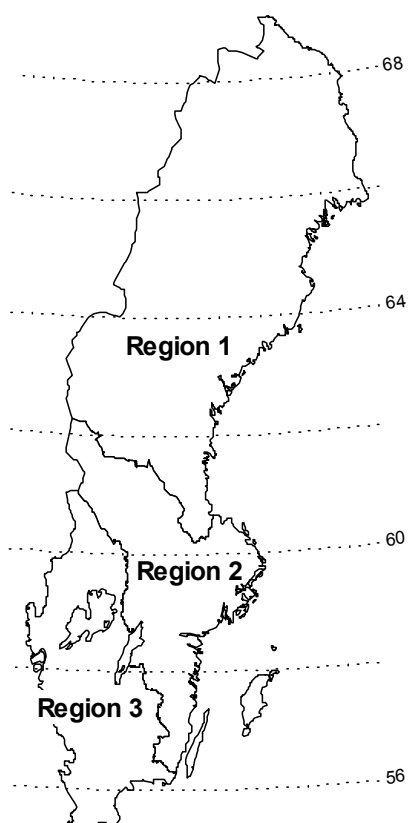
Dataurval

För att minimera variationen i datamaterialet på grund av det geologiska underlaget och grundvattennivån, samt undvika den påverkan som finns på markkemin efter avverkning och de första decennierna efter plantetablering har vi valt att enbart studera järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finkornigare, i bestånd med huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog). I databasen finns 8909 provtytor med dessa egenskaper. På 2694 av dessa provtytor har humuslagret provtagits och pH i destillerat vatten (pH-H₂O) och i 0.01 M CaCl₂ (pH-CaCl₂) analyserats. I tabell 4 redovisas vilka analyser som är gjorda på de för denna studie utvalda provtytor.

Tabell 4. Antal befintliga analyser av olika kemiska variabler i det dataurval som använts från Ståndortskarteringen 1993-2002. Dataurval: Järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog).

Variabel	Hori- sont	Granbestånd (10/10)	Tallbestånd (10/10)	Björkbestånd (>6/10)	Övriga löv- bestånd (>6/10)	Totalt
pH-H ₂ O pH-CaCl ₂ Kolhalt	O	363	470	52	43	928
pH-KCl Utbytbart Al Titrerbar aciditet Basmättn.grad	O	164	213	26	15	418
pH-H ₂ O pH-CaCl ₂ pH-KCl Utbytbart Al Titrerbar aciditet Basmättn.grad Kolhalt	B	161	210	26	16	413
pH-H ₂ O pH-CaCl ₂ Kolhalt pH-KCl Utbytbart Al Titrerbar aciditet Basmättn.grad Kolhalt	BC	150	195	26	15	386
pH-H ₂ O pH-CaCl ₂ Kolhalt pH-KCl Utbytbart Al Titrerbar aciditet Basmättn.grad Kolhalt	C	132	177	22	14	345

I vissa fall har vi delat upp datamaterialet i tre regioner (se figur 2).



Figur 2. Den indelning av Sverige i tre regioner, som används i denna rapport.

Statistisk analys

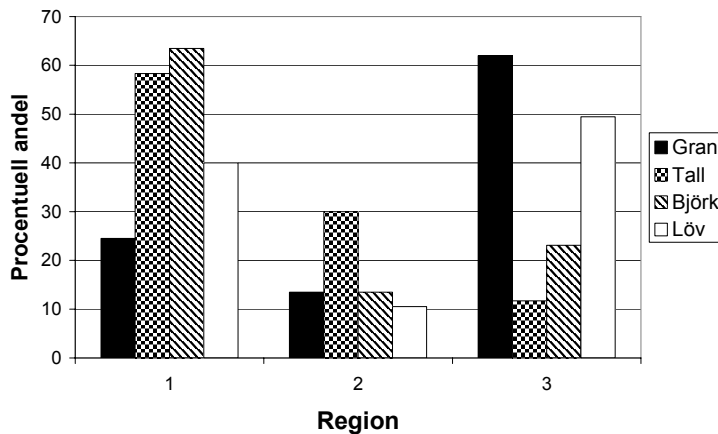
Den statistiska utvärderingen av datamaterialet gjordes med hjälp av det statistiska programpaketet SAS, version 9. Mycket få eller inga av de studerade kemiska variablerna är normalfördelade, vare sig totalt sett eller uppdelat i olika slags grupper (ex. trädslag). För att undersöka om de studerade kemiska variablerna skiljer sig mellan olika grupper har de därför först logaritmerats. De statistiska tester som gjorts på datamaterialet har bl.a. omfattat t-test och variansanalys (procedurerna TTEST respektive GLM i programpaketet SAS).

Resultat

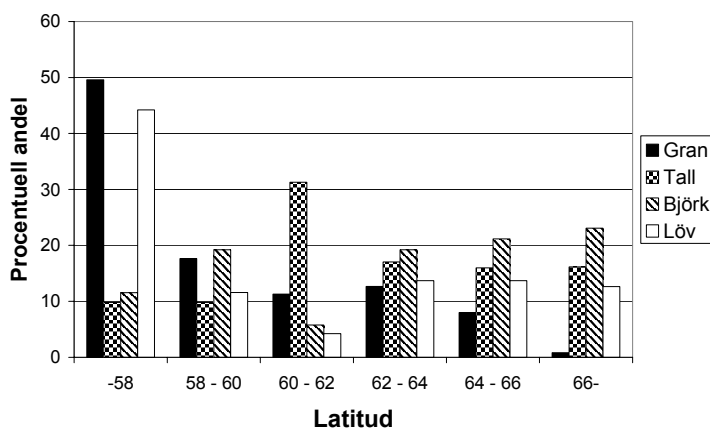
Ståndortsegenskaper

För att kunna tolka eventuella skillnader i markkemin under de olika trädslagen från Ståndortskarteringens datamaterial måste även skillnaderna i provytornas geografiska och topografiska läge, klimat, markens textur m.m. vägas in.

Den geografiska fördelningen och ståndortsegenskaperna på de provytor där marken provtagits och analyserats inom Ståndortskarteringens omdrev 1993-2002, skiljer sig ganska mycket åt för de olika trädslagsgrupperna. De rena granbestånden finns främst i södra Sverige och 62 % av granytorna ligger inom region 3, d.v.s. sydvästra Sverige. Rena tallbestånd och bestånd som domineras av björk finns främst i norra Sverige (figur 3, 4 och tabell 5). 63.5 % av de provytor som domineras av björk finns i region 1.



Figur 3. Den procentuella andelen av rena gran- och tallbestånd, samt björk- och lövbestånd ($\geq 6/10$) i olika regioner där marken provtagits och analyserats inom Ståndortskarteringens. Dataurval: Järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finkornigare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog). Regionindelning, se figur 2.

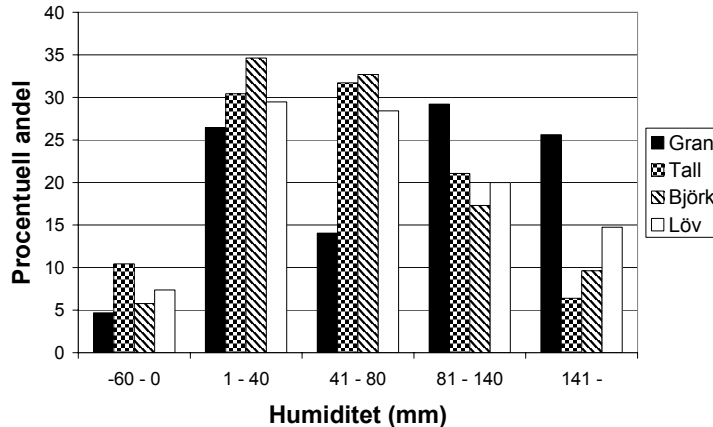


Figur 4. Den procentuella andelen av rena gran- och tallbestånd, samt björk- och lövbestånd ($\geq 6/10$) i olika latitudklasser. Dataurval: Järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finkornigare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog).

Tabell 5. Medelvärden, minimi- och maximivärde, samt standardavvikelse för några geografiska variabler och ståndortsvariabler för de provtytor där humuslagret är provtaget och analyserat. Dataurval: Järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningskog).

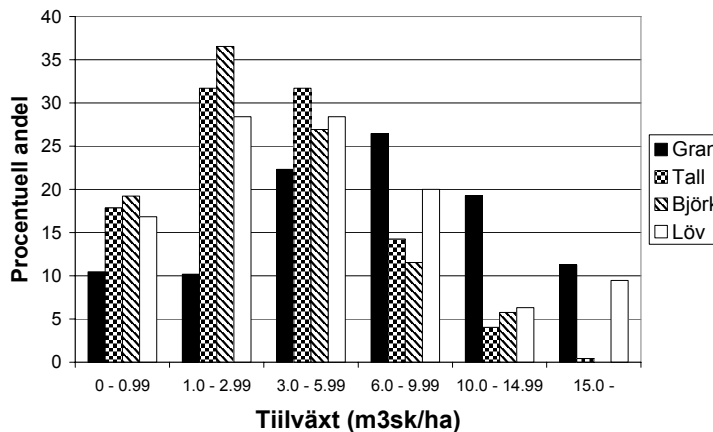
Variabel	Statistik	Granbestånd (10/10)	Tallbestånd (10/10)	Björkbestånd (≥6/10)	Alla lövbestånd (≥6/10)
Nordkoordinat	N:	363	470	52	95
	Medel:	65667	69235	69557	66815
	Min.:	61614	61792	61642	61642
	Max.:	75205	75916	75455	75455
	St.avv.:	3244	3386	4010	4626
Temperatursumma	N:	363	470	52	95
	Medel:	1209	989	973	1167
	Min.:	500	530	560	560
	Max.:	1680	1690	1520	1600
	St.avv.:	277	240	305	336
Höjd över havet (m)	N:	363	470	52	95
	Medel:	224	281	280	208
	Min.:	10	10	40	10
	Max.:	730	760	680	680
	St.avv.:	147	152	165	155
Humiditet (mm)	N:	363	470	52	95
	Medel:	90	55	64	70
	Min.:	-35	-60	-5	-48
	Max.:	225	219	210	221
	St.avv.:	66	51	50	58
Beståndsålder (år)	N:	363	470	52	95
	Medel:	71	81	56	64
	Min.:	19	16	22	22
	Max.:	195	185	135	135
	St.avv.:	39	41	23	26
Tillväxt (m ³ sk/ha)	N:	363	470	52	95
	Medel:	7.73	3.69	3.53	4.16
	Min.:	0	0	0	0
	Max.:	29.9	16.0	13.3	13.3
	St.avv.:	5.50	2.95	3.18	3.29
Bonitet (m ³ sk/ha) för gran	N:	363	470	52	95
	Medel:	8.46	4.80	5.21	7.82
	Min.:	1.2	1.4	1.6	1.6
	Max.:	16.0	15.3	12.5	14.6
	St.avv.:	3.37	2.94	3.47	4.30
Humustäckets tjocklek (cm)	N:	363	470	52	95
	Medel:	8.0	6.5	7.8	8.0
	Min.:	1	1	2	1
	Max.:	25	32	28	28
	St.avv.:	4.0	4.5	5.8	5.4
Blekjordens tjocklek (cm)	N:	363	470	52	95
	Medel:	8.4	9.1	10.6	10.1
	Min.:	0	1	0	0
	Max.:	40	39	40	40
	St.avv.:	7.0	6.7	9.0	8.0
Övre gräns för B-provet (cm under markyta)	N:	162	212	25	40
	Medel:	18.6	15.3	18.5	18.7
	Min.:	4	1	6	6
	Max.:	53	51	50	52
	St.avv.:	9.0	8.8	10.8	9.5

Skillnaden mellan trädslagen med avseende på det geografiska läget medför även att humiditeten (d.v.s. nederbörd minus potentiell avdunstning) under vegetationsperioden är olika för trädslagen. Mer än hälften (54.8 %) av granytorna ligger i områden där humiditeten överstiger 80 mm, medan motsvarande siffra för tallytorna är 27.4 % (figur 5 och tabell 5).



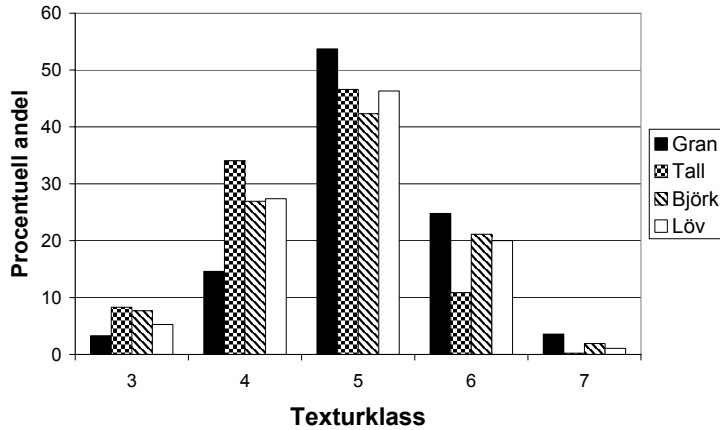
Figur 5. Den procentuella andelen av rena gran- och tallbestånd, samt björk- och lövbestånd ($\geq 6/10$) i olika humiditetsklasser. Humiditeten är här definerad som nederbörden – potentiell avdunstning under vegetationsperioden. Dataurval: Järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finare, huggningsklass C+D (d.v.s. allringsskog eller slutavverkningsskog).

De rena granbestånden har betydligt större medeltillväxt än de rena tallbestånden och de bestånd som domineras av björk eller löv (tabell 5, figur 6). Jämförs de rena tallbestånden och de bestånd som domineras av björk eller löv är fördelningen ungefär densamma i de olika tillväxtklasserna. Dock finns en större andel av lövbestånd i de höga tillväxtklasserna.



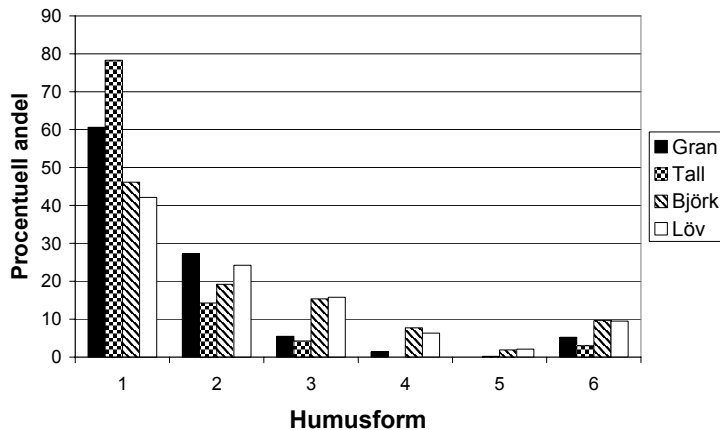
Figur 6. Den procentuella andelen av rena gran- och tallbestånd, samt björk- och lövbestånd ($\geq 6/10$) i olika tillväxtklasser. Dataurval: Järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finkornigare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog).

När det gäller texturen ligger de flesta ytorna inom texturklassen 5, d.v.s. sandigmoig morän eller grovmo. Jämfört med de övriga trädslagen har de rena tallytorna en något större andel på marker med grövre textur (texturklass 2-3, se figur 7).



Figur 7. Den procentuella andelen av rena gran- och tallbestånd, samt björk- och lövbestånd ($\geq 6/10$) i olika texturklasser. Definition av texturklasserna, se bilaga 1. Dataurval: Järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän / grovsand eller finkornigare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog). Texturklasserna 1-2 (klapper, sten och grus) exkluderade vid urvalet av provtytor.

Mårtypp 1 är den dominerande humusformen för alla de studerade trädslagsklasserna. För de rena tallbestånden hamnar 78 % av provytorna i den humusformsklassen (figur 8). Att humusformen mårtypp 1 dominerar så pass för alla trädslag beror till stor del på att vi i urvalet av provtytor valde järn- och järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark.



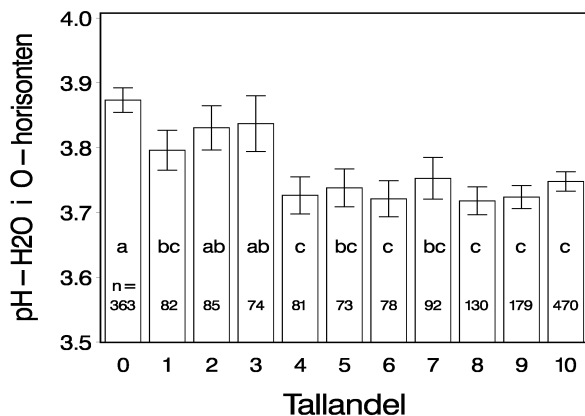
Figur 8. Den procentuella andelen av rena gran- och tallbestånd, samt björk- och lövbestånd ($\geq 6/10$) i olika humusformsklasser. Definition av humusformsklasserna, se bilaga 1. Dataurval: Järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän / grovsand eller finare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog).

Humuslagret

I detta avsnitt redovisas hur pH-H₂O och basmättnadsgraden i humuslagret påverkas av andelen gran, tall eller lövträd på provytorna.

pH-värde

Rena tallbestånd har i genomsnitt signifikant lägre pH-värde i humuslagret än rena granbestånd (tabell 6). Redan när tall utgör mer än 30 % i granbestånd är pH-H₂O i medeltal lägre än i de rena granbestånden (figur 9).

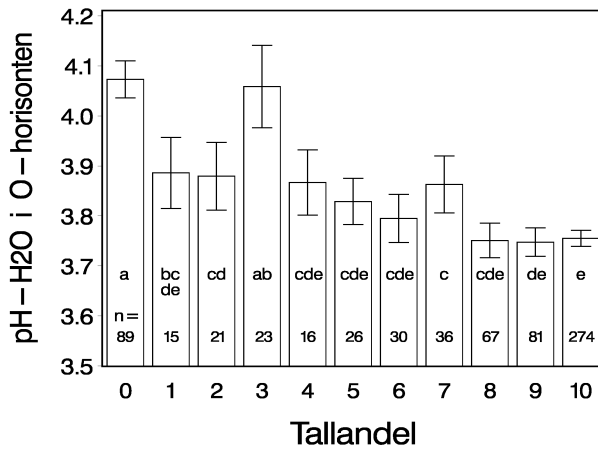


Figur 9. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i humuslagret i granbestånd med ökande tallandel. Tallandel=0 är rena granbestånd, medan tallandel=10 anger rena tallbestånd. Siffrorna i nedre delen av staplarna anger hur många observationer det finns i varje grupp. Bokstäverna i mitten på staplarna anger om medelvärdena för varje tallandel är signifikant skild från de övriga tallandelarna. Från Ståndortskarтерingens omdrev 1993-2002. Urval: Järnpodsoler + järnhumus-podsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog).

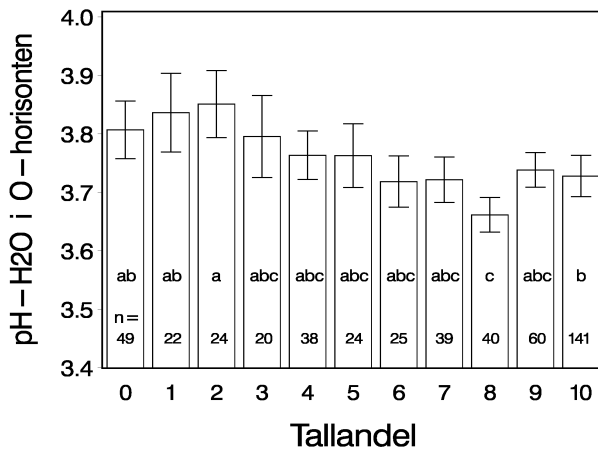
Tabell 6. Medelvärden för pH (mätt i avjoniserat vatten [pH-H₂O], i 0.01 M CaCl₂-lösning [pH-CaCl₂] och i 1 M KCl-lösning [pH-KCl]), utbytbart Al (Al-KCl), titrerbar aciditet och basmättnadsgrad (BS) i humuslagret under olika trädslag. Från Ståndortskarтерingens omdrev 1993-2002. Urval: Järnpodsoler + järnhumus-podsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog). Medelvärden för gran, tall och björk är signifikant skilda, för respektive variabel, om de små bokstäverna efter medelvärdena är olika. Medelvärden för gran, tall och löv är signifikant skilda, för respektive variabel, om de stora bokstäverna efter medelvärdena är olika.

Mätvariabel	Trädslag	N	Medel	Min	Max	Std
pH-H ₂ O i O-horisonten	Gran	363	3.873 b B	3.05	5.35	0.361
	Tall	470	3.748 c C	3.20	6.34	0.324
	Björk (≥6/10)	52	4.158 a	3.49	5.93	0.433
	Löv (≥6/10)	95	4.118 A	3.49	5.93	0.433
pH-CaCl ₂ i O-horisonten	Gran	363	3.246 b B	2.67	4.81	0.411
	Tall	470	3.127 c C	2.60	5.79	0.342
	Björk (≥6/10)	52	3.585 a	2.92	5.46	0.484
	Löv (≥6/10)	95	3.512 A	2.82	5.46	0.496
pH-KCl i O-horisonten	Gran	164	2.929 b B	2.36	4.53	0.397
	Tall	213	2.821 c C	2.27	4.38	0.276
	Björk (≥6/10)	26	3.205 a	2.70	4.01	0.359
	Löv (≥6/10)	41	3.158 A	2.58	4.23	0.375
Utbytbart Al i O-horisonten	Gran	164	9.476 b B	0	57.83	9.363
	Tall	213	9.466 a A	0	48.10	7.306
	Björk (≥6/10)	26	10.50 ab	0	49.26	11.96
	Löv (≥6/10)	41	9.591 B	0	49.26	10.58
Titrerbar aciditet i O-horisonten	Gran	164	705.1 a A	99.21	1519	231.6
	Tall	213	682.8 a A	81.33	1329	212.7
	Björk (≥6/10)	26	525.2 b	194.3	922.7	183.7
	Löv (≥6/10)	41	560.2 B	164.4	996.6	203.9
BS i O-horisonten	Gran	164	11.21 b B	1.377	46.43	7.332
	Tall	213	9.787 b B	1.339	41.13	4.299
	Björk (≥6/10)	26	14.13 a	2.448	29.57	6.480
	Löv (≥6/10)	41	13.36 A	2.448	29.80	6.236

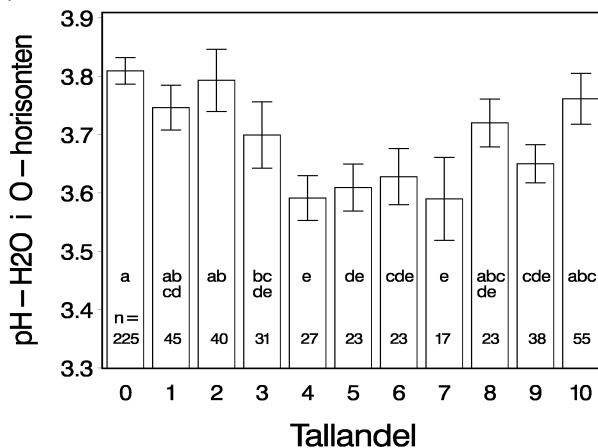
Att rena tallbestånd har lägre pH-värden i humuslagret än i rena granbestånd är speciellt tydligt i norra Sverige (figur 10), medan detta förhållande inte är lika tydligt eller inte alls gäller i östra och sydvästra Sverige (figur 11-12). Detta visar att förhållandena i tallbestånd i norra Sverige ger ett surare humuslager än för granbestånd i samma region. I södra Sverige har andra förhållanden (ex. sur deposition) medfört att pH-skillnaderna i humuslagret är mindre eller inga mellan tall- och granbestånd.



Figur 10. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i humuslagret i granbestånd med ökande tallandel i region 1 (regionindelning, se figur 2).
Figurförklaring, se figur 9.

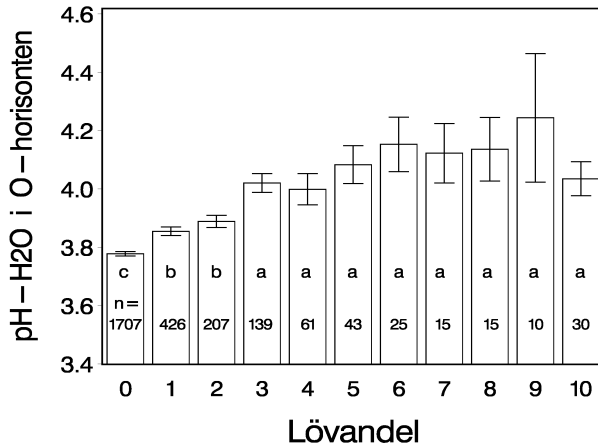


Figur 11. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i humuslagret i granbestånd med ökande tallandel i region 2 (regionindelning, se figur 2).
Figurförklaring, se figur 9.



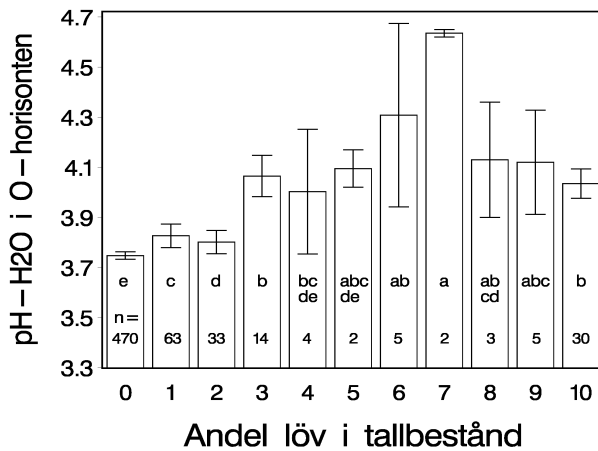
Figur 12. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i humuslagret i granbestånd med ökande tallandel i region 3 (regionindelning, se figur 2).
Figurförklaring, se figur 9.

En ökad inblandning av lövträd i barrbestånd ger en tydlig effekt på pH-värdet i humuslagret. Redan 10 % lövträdsinblandning medför att det genomsnittliga pH-värdet i humuslagret är signifikant högre än i rena barrbestånd (figur 13).



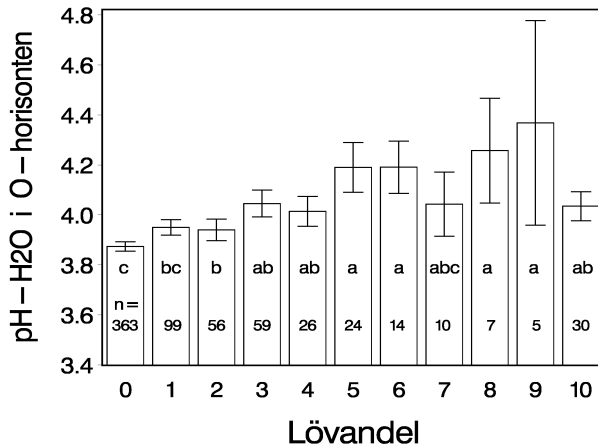
Figur 13. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i humuslagret i barrbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena barrbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

Bilden blir nästan densamma när ökad lövträdsandel i tallbestånd studeras. Antalet provytor, med tall, där lövträd utgör mellan 40-90 % är dock få, vilket i regel medför stora medelfel och därmed få eller inga signifikanta skillnader mellan de olika lövträdsandelarna (figur 14).



Figur 14. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i humuslagret i tallbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena tallbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

Även när det gäller ökad lövträdsandel i granbestånd blir bilden i stort sett densamma, d.v.s. ökande pH-värde i humuslagret med ökande lövträdsandel. I vissa lövträdsandelsgrupper blir dock medelfelet stort, beroende på i första hand få provytor (figur 15). Då antalet provytor är så lågt för vissa lövträdsandelar, ger en indelning i regioner så få eller inga provytor inom vissa lövträdsandelar (både för tall- och granbestånd) att en sådan analys blir mycket osäker.

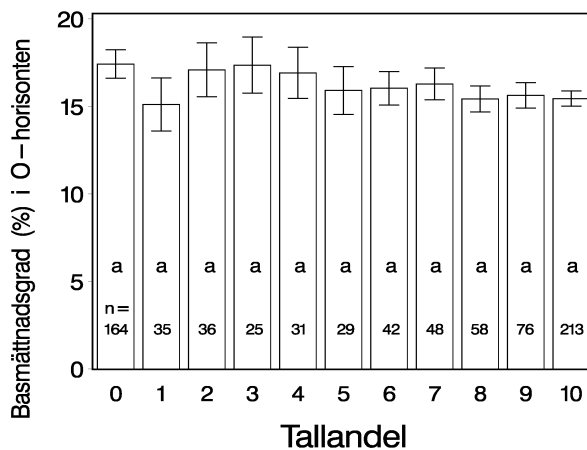


Figur 15. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i humuslagret i granbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena granbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

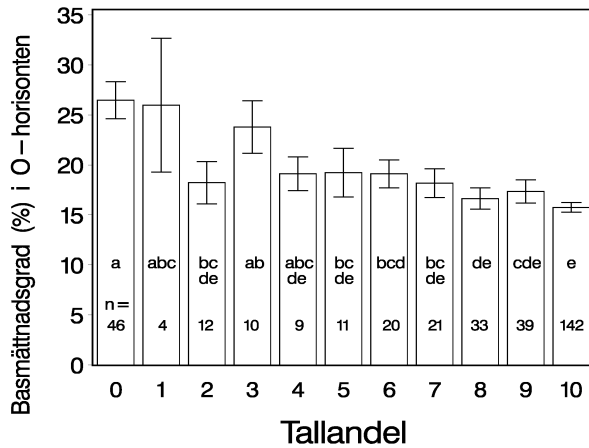
Basmättnadsgrad

En ökande andel tall i granbestånd hade ingen signifikant inverkan på basmättnadsgraden i humuslagret (figur 16). Det finns dock en svag tendens till att basmättnadsgraden minskar med ökad tallinblandning, vilket borde ske eftersom pH-värdena minskar med ökad tallinblandning. I norra Sverige (region 1) ses dock en tydlig minskning av basmättnadsgraden i humuslagret med ökad tallinblandning (figur 17), men ej i södra Sverige (region 2-3).

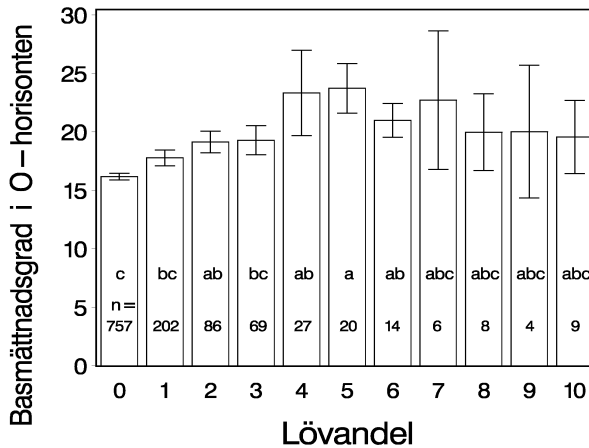
Ett ökat inslag av lövträd i barrbestånd (gran och tall) medför en svag tendens till en ökad basmättnadsgrad i humuslagret. Få provytor från bestånd med högt lövträdsinslag medför dock att medelfelet blir högt i dessa grupper, så det blir bara några grupper som avviker signifikant från rena barrbestånd (figur 18).



Figur 16. Medelvärden och medelfel för basmättnadsgraden (%) i humuslagret i granbestånd med ökande tallandel. Tallandel=0 är rena granbestånd, medan tallandel=10 anger rena tallbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

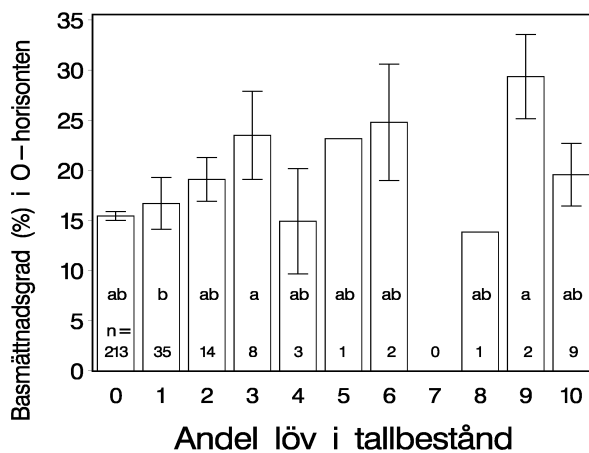


Figur 17. Medelvärden och medelfel för basmättnadsgraden (%) i humuslagret i granbestånd med ökande tallandel i region 1 (regionindelning, se figur 2). Tallandel=0 är rena granbestånd, medan tallandel=10 anger rena tallbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

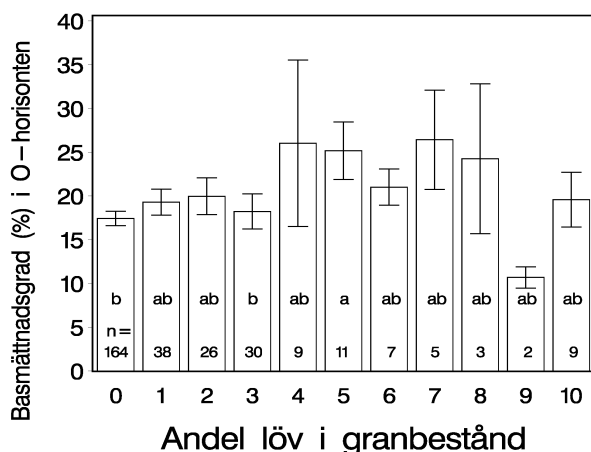


Figur 18. Medelvärden och medelfel för basmättnadsgraden (%) i humuslagret i barrbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena barrbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

När det gäller inslag av lövträd i tallbestånd så finns det relativt få provytor med lövinslag där det finns värden på basmättnadsgraden i humuslagret. Det finns dock en svag tendens till att basmättnadsgraden i humuslagret ökar med ökad lövträdsandel (figur 19). I rena lövbestånd är den genomsnittliga basmättnadsgraden inte signifikant skild från motsvarande värden i tall- och granbestånd (figur 19-20).



Figur 19. Medelvärden och medelfel för basmättnadsgraden (%) i humuslagret i tallbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena tallbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.



Figur 20. Medelvärden och medelfel för basmättnadsgraden (%) i humuslagret i granbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena granbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

Ståndortsfaktorernas påverkan på pH och basmättnadsgrad i humuslagret under olika trädslag

De flesta kontinuerliga ståndortsfaktorer har en svag men signifikant korrelation med pH-H₂O och basmättnadsgrad i humuslagret (tabell 7 och 8).

För gran noteras en tydlig latitudpåverkan på pH (tabell 7, figur 21) och basmättnadsgrad (tabell 8) i humuslagret, vilket även slår igenom för temperatursumman, som ju grovt sett minskar med latituden. Även longitud har en positiv korrelation med pH och basmättnadsgrad under rena granbestånd. För tall finns inte detta samband mellan pH eller basmättnadsgrad och latitud eller longitud. Detta indikerar att det är depositionen av sura ämnen (som är större under gran) som medför att pH under gran minskar mot sydväst. I bestånd där lövträd dominerar finns dock också en signifikant latitudpåverkan på pH i humuslagret.

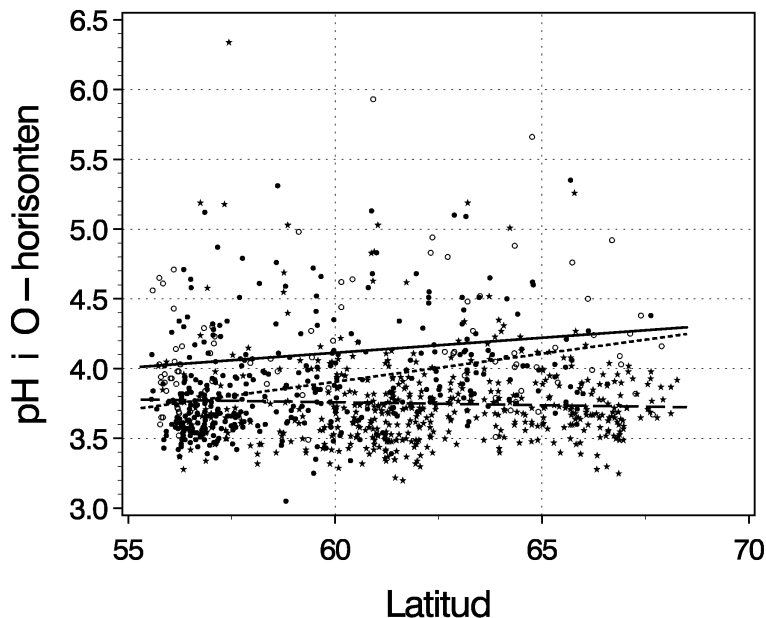
Tabell 7. Korrelation mellan pH-H₂O i humuslagret och vissa ståndortsfaktorer i rena gran- och tallbestånd, samt bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. r = korrelationskoefficient, p=signifikansen hos korrelationskoefficienten, n = antalet observationer.

Ståndortsfaktorer	pH-H ₂ O					
	Gran, n=363		Tall, n=470		Löv ($\geq 6/10$), n=95	
	r	p	r	p	r	p
Latitud	0.325	<0.001	-0.039	0.398	0.205	0.047
Longitud	0.244	<0.001	0.044	0.344	0.100	0.333
Höjd över havet	0.169	0.001	-0.108	0.019	0.074	0.474
Temperatursumma	-0.259	<0.001	0.093	0.044	-0.183	0.076
Humiditet	-0.200	<0.001	-0.159	<0.001	-0.074	0.474
Beståndsålder	0.092	0.081	-0.247	<0.001	-0.230	0.025
Bonitet	-0.233	<0.001	0.157	<0.001	-0.125	0.226
Humustäckets tjocklek	-0.241	<0.001	-0.113	0.014	0.049	0.639

Med ökad höjd över havet ökar pH-värdet i humuslagret under granbestånd, men minskar i tallbestånd. För bestånd där lövträd dominerar finns ingen korrelation mellan höjd över havet och pH-värdet i humuslagret (tabell 7).

Tabell 8. Korrelation mellan basmättnadsgraden i humuslagret och vissa ståndortsfaktorer i rena gran- och tallbestånd, samt bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. r = korrelationskoefficient, p =signifikansen hos korrelationskoefficienten, n = antalet observationer.

Ståndortsfaktorer	Basmättnadsgrad					
	Gran, n=164		Tall, n=213		Löv ($\geq 6/10$), n=41	
	r	p	r	p	r	p
Latitud	0.551	<0.001	0.002	0.978	0.479	0.002
Longitud	0.374	<0.001	0.072	0.297	0.260	0.101
Höjd över havet	0.360	0.001	-0.169	0.014	0.449	0.003
Temperatursumma	-0.496	<0.001	0.097	0.160	-0.505	0.001
Humiditet	-0.192	0.014	-0.223	0.001	-0.104	0.518
Beståndsålder	0.363	<0.001	-0.131	0.056	-0.039	0.807
Bonitet	-0.443	<0.001	0.181	0.008	-0.397	0.010
Humustäckets tjocklek	-0.195	0.012	-0.017	0.803	-0.379	0.014

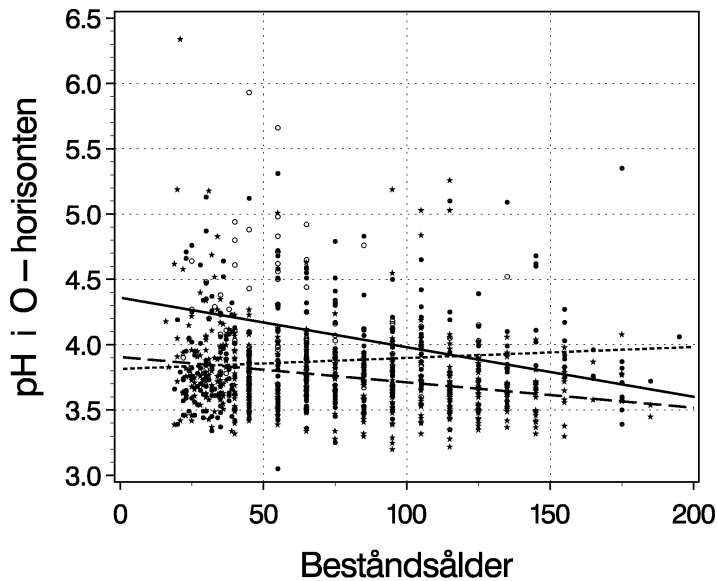


Figur 21. Latitudens inverkan på pH-H₂O i humuslagret under rena granbestånd (●), rena tallbestånd (★) och bestånd med $\geq 6/10$ löv (○). Linjen med korta streck representerar regressionslinjen mellan pH i humuslagret och latitud för rena granbestånd: $pH=1.488 + 0.04030 \cdot \text{latitud}$, $n=363$, $R^2=0.106$, $p<0.0001$. Linjen med långa streck representerar regressionslinjen mellan pH i humuslagret och latitud för tallbestånd: $pH = 4.010 - 0.00421 \cdot \text{latitud}$, $n=470$, $R^2=0.002$, $p=0.398$. Den heldragna linjen representerar regressionslinjen mellan pH i humuslagret och latitud för bestånd med $\geq 6/10$ löv: $pH=2.824 + 0.02148 \cdot \text{latitud}$, $n=95$, $R^2=0.042$, $p=0.047$.

Basmättnadsgraden i humuslagret ökar signifikant med ökad höjd över havet i både granbestånd och bestånd där lövträd dominerar. I tallbestånd minskar dock istället basmättnadsgraden med ökad altitud (tabell 8). Humiditeten (= nederbörd – potentiell avdunstning) är i vårt land högst i sydvästra Sverige och i fjällkedjan. För både gran- och tallbestånd minskar pH-värdet och basmättnadsgraden i humuslagret med ökad humiditet (tabell 7 och 8).

Under rena tallbestånd och bestånd där lövträd dominerar minskar pH signifikant med ökad beståndsålder. I rena granbestånd finns snarare en tendens till att pH ökar med beståndsåldern (tabell 7, figur 22) och att basmättnadsgraden ökar signi-

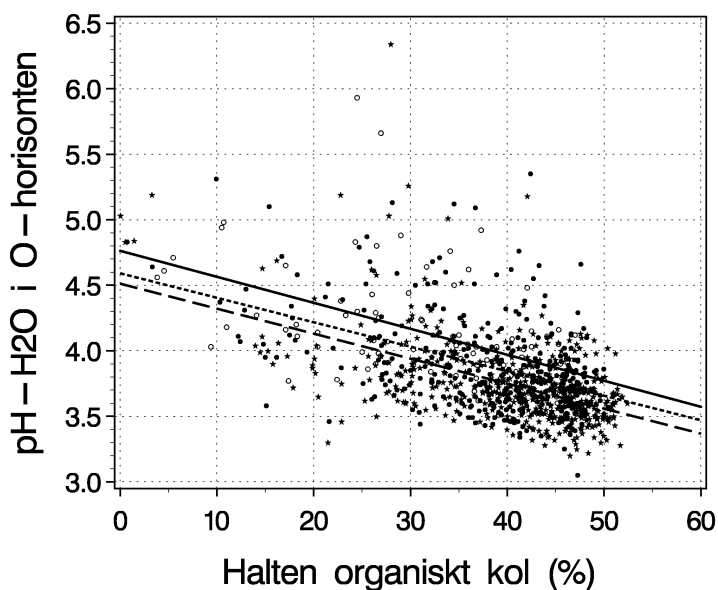
fikant (tabell 8). En ökad bonitet medför ett ökat pH-värde och basmättnadsgrad i humuslagret under tallbestånd, men minskat pH-värde och basmättnadsgrad under granbestånd (tabell 7 och 8).



Figur 22. Beståndsålderns inverkan på pH-H₂O i humuslagret under rena granbestånd (●), rena tallbestånd (★) och bestånd med $\geq 6/10$ löv (○). Linjen med korta streck representerar regressionslinjen mellan pH i humuslagret och beståndsålder (ålder) för rena granbestånd: $pH = 3.814 + 0.000841 \cdot \text{ålder}$, $n = 363$, $R^2 = 0.008$, $p = 0.081$. Linjen med långa streck representerar regressionslinjen mellan pH i humuslagret och beståndsålder (ålder) för tallbestånd: $pH = 3.90465 - 0.00194 \cdot \text{ålder}$, $n = 470$, $R^2 = 0.061$, $p < 0.0001$. Den heldragna linjen representerar regressionslinjen mellan pH i humuslagret och beståndsålder (ålder) för bestånd med $\geq 6/10$ löv: $pH = 4.35902 - 0.00379 \cdot \text{ålder}$, $n = 95$, $R^2 = 0.053$, $p = 0.025$.

En ökad mäktighet hos humuslagret leder i regel till ett minskat pH-värde i det samma under gran och tall (tabell 7). Detta hänger förmodligen delvis ihop med att ju tjockare humuslagret är, desto mindre mineraljord finns inblandat i humuslagret. Mineraljordsinblandning i humuslagret tyder på aktivitet av större markdjur, en större omsättning av det organiska materialet och i regel ett högre pH-värde. Det finns ett tydligt samband mellan halten organiskt kol och pH-värdet i humuslagret (figur 23). För rena granbestånd och bestånd där lövträd dominerar minskar även basmättnadsgraden när humuslagrets tjocklek ökar (tabell 8).

För rena granbestånd ökar det genomsnittliga pH-värdet i humuslagret med ökad lutningsgrad och ju längre ner i sluttningen ytan är belägen (rörligt markvatten). När det gäller rörligt markvatten finns en liknade trend i lövbestånden, men för tallbestånden så påverkar varken den topografiska belägenheten, sluttningens lutning eller det rörliga markvattnet pH-värdet i humuslagret (tabell 9). Basmättnadsgraden under granbestånd är signifikant högre i bestånd där markvattnet är rörligt under längre perioder jämfört med bestånd där rörligt markvatten saknas. I bestånd där lövträd dominerar finns en motsatt tendens (tabell 10).



Figur 23. Sambandet mellan halten organiskt kol och pH-H₂O i humuslagret under rena granbestånd (●), rena tallbestånd (★) och bestånd med ≥ 6/10 löv (○). Linjen med korta streck representerar regressionslinjen mellan pH och halten organiskt kol (OC) i humuslagret för rena granbestånd: $pH=4.591-0.01869*OC$, $n=363$, $R^2=0.216$, $p<0.0001$. Linjen med långa streck representerar regressionslinjen mellan pH och halten organiskt (OC) i humuslagret för rena tallbestånd: $pH=4.512-0.01907*OC$, $n=470$, $R^2=0.277$, $p<0.0001$. Den heldragna linjen representerar regressionslinjen mellan pH och halten organiskt (OC) i humuslagret för bestånd med ≥ 6/10 löv: $pH = pH=4.762-0.01982*OC$, $n=95$, $R^2=0.257$, $p<0.0001$.

Tabell 9. Variansanalys av om medelvärden för pH-H₂O i humuslagret skiljer sig m.a.p. topografisk belägenhet, sluttningens lutning eller rörligt markvatten inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör ≥ 6/10 av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Topografisk belägenhet						
Krön	3	3.79 ab	5	3.88 a	1	4.50
Sluttning > 4:20	44	4.04 a	20	3.77 a	2	4.06 a
Plan mark < 4:20	315	3.85 b	445	3.75 a	92	4.11 a
Sluttningens lutning						
0 - 1 m / 20 m	108	3.81 c	198	3.72 a	43	4.14 a
1.1 - 2 m / 20 m	105	3.86 bc	156	3.77 a	29	4.09 a
2.1 - 4 m / 20 m	104	3.91 ab	91	3.77 a	17	4.10 a
4.1 - 7 m / 20 m	39	3.94 abc	22	3.76 a	5	4.11 a
7.1 - 10 m / 20 m	6	4.18 a	3	3.77 a	1	4.52
Rörligt markvatten						
Sällan-aldrig	216	3.83 b	332	3.74 a	65	4.11 b
Kortare perioder	78	3.91 ab	74	3.74 a	20	3.99 b
Längre perioder	69	3.96 a	64	3.78 a	10	4.42 a

Tabell 10. Variansanalys av om medelvärden för basmättnadsgraden i humuslagret skiljer sig m.a.p. topografisk belägenhet, sluttningens lutning eller rörligt markvatten inom rena granbestånd, tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Topografisk belägenhet						
Krön	0	-	3	15.3 a	1	30.6
Sluttning > 4:20	22	21.1 a	9	17.2 a	1	9.6
Plan mark < 4:20	141	16.9 a	201	15.4 a	39	20.7
Sluttningens lutning						
0 - 1 m / 20 m	49	15.9 a	75	14.0 b	19	22.9 a
1.1 - 2 m / 20 m	44	17.9 a	78	15.7 b	12	19.8 a
2.1 - 4 m / 20 m	53	18.0 a	47	16.2 b	7	17.0 a
4.1 - 7 m / 20 m	15	18.0 a	11	20.0 a	3	18.4 a
7.1 - 10 m / 20 m	2	21.4 a	2	17.1 ab	0	-
Rörligt markvatten						
Sällan-aldrig	91	16.0 b	144	15.3 a	28	21.6 a
Kortare perioder	36	17.7 ab	34	16.4 a	11	19.1 a
Längre perioder	37	20.6 a	35	15.0 a	2	15.7 a

Om markfuktighetstypen är frisk eller frisk-fuktig påverkar inte pH-värdet i humuslagret (tabell 11). För rena tallbestånd är dock basmättnadsgraden signifikant högre där markfuktigheten klassats som frisk, jämfört med frisk-fuktiga lokaler (tabell 12). I rena granbestånd på järnhumuspodsoler är pH-värdet i medeltal signifikant lägre än i motsvarande bestånd på järnpodsoler (tabell 11). För basmättnadsgraden i humuslagret finns det inga signifikanta skillnader mellan järnpodsoler och järnhumuspodsoler (tabell 12).

Tabell 11. T-test av om medelvärden för pH-H₂O i humuslagret skiljer sig m.a.p. markfuktighetstyp eller jordmånstyp inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Markfuktighetstyp						
Friskt	299	3.87 a	432	3.75 a	64	4.10 a
Friskt-fuktigt	64	3.91 a	38	3.74 a	31	4.63 a
Jordmånstyp						
Järnpodsol	295	3.90 a	417	3.75 a	72	4.16 a
Järnhumuspodsol	68	3.78 b	53	3.71 a	23	3.99 a

Tabell 12. T-test av om medelvärden för basmättnadsgraden i humuslagret skiljer sig m.a.p. markfuktighetstyp eller jordmånstyp inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Markfuktighetstyp						
Friskt	132	17.6 a	198	15.5 a	28	20.5 a
Friskt-fuktigt	32	16.5 a	15	14.1 b	13	20.9 a
Jordmånstyp						
Järnpodsol	127	18.2 a	188	15.6 a	28	21.3 a
Järnhumuspodsol	37	14.9 a	25	14.2 a	13	19.2 a

För de studerade trädslagen har bestånden där markvegetationen är av örtytp i regel något högre genomsnittligt pH-värde i humuslagret jämfört med gräs- och ristyper. För basmättnadsgraden finns det ingen klar systematik i skillnaderna mellan olika markvegetationstyper. Olika bottenskiktstyper påverkar inte medelvärdet för pH i någon högre grad under gran- och lövbestånd. I rena tallbestånd har friskmosstyperna ett signifikant högre medelvärde för pH jämfört med lavrika bottenskiktstyper och basmättnadsgraden är betydligt högre i mosstyperna än i lavtyperna (tabell 13 och 14).

Tabell 13. Variansanalys av om medelvärden för pH-H₂O i humuslagret skiljer sig m.a.p. markvegetationstyp och bottenskiktstyp inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Markvegetationstyp						
Höga örter utan ris	8	4.15 ab	0	-	5	4.56 ab
Höga örter med ris (blåbär)	8	4.18 ab	2	4.82 a	3	4.73 a
Låga örter utan ris	40	4.21 a	3	4.06 bcdef	17	4.40 ab
Låga örter med ris (blåbär)	28	4.08 ab	8	4.27 be	8	4.16 bc
Utan fältskikt	65	3.76 c	2	3.95 d	7	3.81 c
Breda gräs	16	3.74 c	20	4.03 c	6	4.28 ab
Smala gräs	110	3.77 c	55	3.88 f	25	3.92 c
Låg starr	0	-	2	3.54 g	1	3.99
Blåbär	80	3.83 c	161	3.73 g	18	3.91 c
Lingon	5	3.89 bc	159	3.66 g	3	4.24 abc
Kråkbär/ljung	1	3.85	52	3.66 g	0	-
Fattigris	0	-	4	3.97 e	1	4.03
Bottenskiktstyp						
Lavtyp	0	-	58	3.72 ab	0	-
Lavrik typ	1	4.01	71	3.63 b	0	-
Vitmosstyp	14	3.94 a	11	3.84 ab	2	4.16 a
Sumpmosstyp	29	3.89 a	19	3.71 ab	15	4.02 a
Friskmosstyp	319	3.87 a	310	3.78 a	78	4.14 a

Tabell 14. Variansanalys av om medelvärden för basmättnadsgraden i humuslagret skiljer sig m.a.p. markvegetationstyp och bottenskiktstyp inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Markvegetationstyp						
Höga örter utan ris	5	21.7 abc	0	-	1	16.2
Höga örter med ris (blåbär)	6	31.6 a	1	34.5	1	42.7
Låga örter utan ris	14	22.4 abc	0	-	5	27.1 a
Låga örter med ris (blåbär)	14	26.7 ab	3	30.9 a	5	18.2 a
Utan fältskikt	27	12.4 d	1	14.1	2	18.9 a
Breda gräs	5	17.3 bcd	5	19.6 abc	2	15.7 a
Smala gräs	47	13.3 d	19	14.7 bcd	10	17.4 a
Blåbär	41	17.9 c	80	15.9 b	12	21.2 a
Lingon	3	20.9 abcd	78	14.6 cd	1	18.7
Kråkbär/ljung	1	17.2	22	12.6 d	0	-
Fattigris	0	-	2	28.5 abc	0	-
Bottenskiktstyp						
Lavtyp	0	-	26	11.1 b	0	-
Lavrik typ	0	-	34	12.6 b	0	-
Vitmosstyp	8	19.8 a	5	17.6 ab	2	17.0 a
Sumpmosstyp	14	16.0 a	6	18.2 a	7	21.1 a
Friskmosstyp	142	17.4 a	141	16.8 a	32	20.7 a

Någon signifikant påverkan av jordarten på pH-värdet eller basmättnadsgraden i humuslagret finns inte under något av de här studerade trädslagen. Texturen har dock viss inverkan på pH-värdet och basmättnadsgraden i rena granbestånd, samt för pH-värdet i bestånd där lövträd dominerar. I dessa bestånd återfinns de i medeltal högsta pH-värdena när texturen är grov (grovsand eller sandig morän). De klart högsta medelvärdena för basmättnadsgraden under granbestånd, med olika textur, återfinns på grovsand eller sandig morän. Humusformen moder under rena tallbestånd och under bestånd där lövträd dominerar har signifikant högre genomsnittligt pH-värde än mårtyperna. I de rena granbestånden har mulliknande moder högre pH-värde än de övriga humusformerna som förekommer under gran (tabell 15). När det gäller humusformens påverkan på basmättnadsgraden föreligger bara signifikanta skillnader under bestånd där lövträd dominerar (tabell 16).

Tabell 15. Variansanalys av om medelvärden för pH-H₂O i humuslagret skiljer sig m.a.p. jordart, jordartens textur och humusform inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör ≥ 6/10 av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Jordart						
Sediment med hög sorteringsgrad	28	3.85 a	48	3.83 a	12	4.25 a
Sediment med låg sorteringsgrad	26	3.91 a	55	3.71 a	10	4.10 a
Morän	309	3.87 a	367	3.74 a	73	4.10 a
Jordartens textur						
Grovsand / sandig morän	12	4.15 a	39	3.79 a	5	4.55 a
Mellansand / sandig-moig morän	53	3.91 b	160	3.74 a	26	4.02 b
Grovmo / sandig-moig morän	195	3.84 b	219	3.75 a	44	4.13 b
Finmo / moig morän	90	3.89 b	51	3.74 a	19	4.10 b
Mjåla / mjålig morän	13	3.89 ab	1	3.89 a	1	4.48 ab
Humusform						
Mår typ 1	220	3.90 b	368	3.72 b	40	4.04 b
Mår typ 2	99	3.82 b	67	3.78 b	23	4.01 b
Moder	20	3.88 b	20	4.01 a	15	4.37 a
Mulliknande moder	5	4.49 a	0	-	6	4.25 ab
Mull	0	-	1	5.19	2	4.58 ab
Torvartad mår	6	3.75 b	6	3.77 b	9	4.10 ab

Tabell 16. Variansanalys av om medelvärden för basmättnadsgraden i humuslagret skiljer sig m.a.p. jordart, jordartens textur och humusform inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör ≥ 6/10 av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

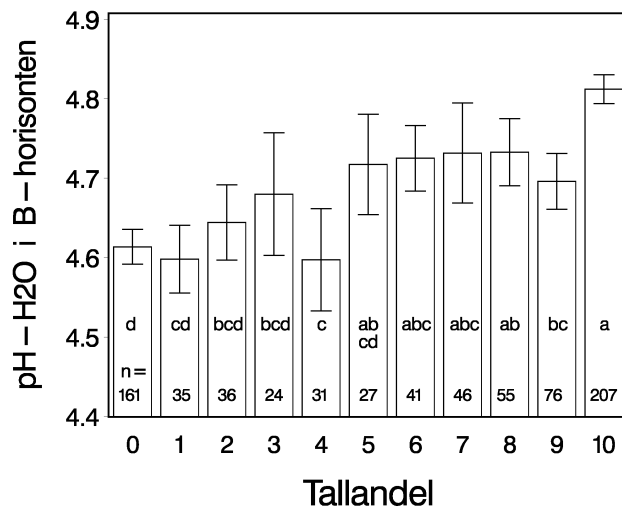
Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Jordart						
Sediment med hög sorteringsgrad	17	15.2 a	22	15.1 a	3	24.7 a
Sediment med låg sorteringsgrad	15	17.5 a	28	14.8 a	7	19.7 a
Morän	132	17.7 a	163	15.6	31	20.4 a
Jordartens textur						
Grovsand / sandig morän	5	36.9 a	24	17.9 a	1	9.5
Mellansand / sandig-moig morän	26	19.0 b	67	15.5 a	12	19.8 a
Grovmo / sandig-moig morän	86	15.6 b	104	15.1 a	18	21.7 a
Finmo / moig morän	39	18.1 b	18	14.3 a	10	20.8 a
Mjåla / mjålig morän	8	16.4 b	0	-	0	-
Humusform						
Mår typ 1	98	17.8 a	176	15.3 a	18	22.9 a
Mår typ 2	48	17.1 a	24	15.7 a	11	18.1 ab
Moder	8	13.8 a	8	16.5 a	7	23.1 a
Mulliknande moder	3	20.0 a	0	-	0	-
Torvartad mår	7	16.9 a	5	17.3 a	5	14.7 b

B-horisonten

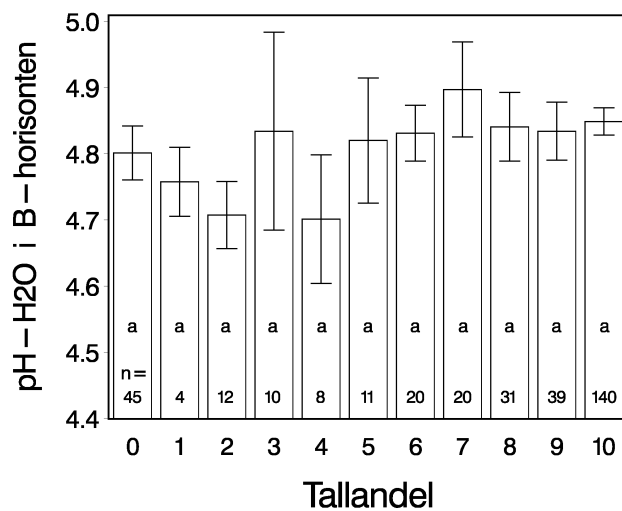
I detta avsnitt redovisas hur pH-H₂O och basmättnadsgraden i de 5 översta centimetrarna av B-horisonten påverkas av andelen gran, tall eller lövträd på provytorna.

pH-värde

I motsats till förhållandena i humuslagret, så har rena tallbestånd signifikant högre pH-värde i B-horisonten jämfört med granbestånd (tabell 17). När tallandelen utgör mer än 50 % av grundytan är det genomsnittliga pH-värdet i B-horisonten signifikant högre än i rena granbestånd (figur 24). Uppdelas datamaterialet i de tre regioner, som visas i figur 2, finner man dock att i region 1 (norra Sverige) medför en ökad tallandel ingen signifikant effekt på pH-värdet i B-horisonten. Rena tallbestånd har där i stort sett samma medelvärde på pH i B-horisonten som de rena granbestånden (figur 25).



Figur 24. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i B-horisonten i granbestånd med ökande tallandel i hela riket. Tallandel=0 är rena granbestånd, medan tallandel=10 anger rena tallbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

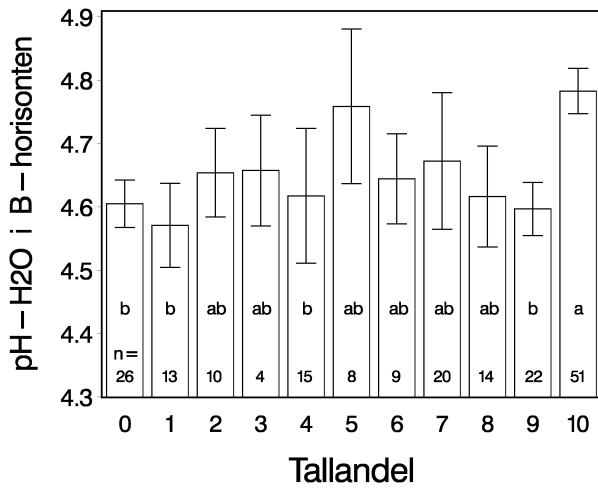


Figur 25. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i B-horisonten i granbestånd med ökande tallandel i region 1 (regionindelning, se figur 2). Tallandel=0 är rena granbestånd, medan tallandel=10 anger rena tallbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

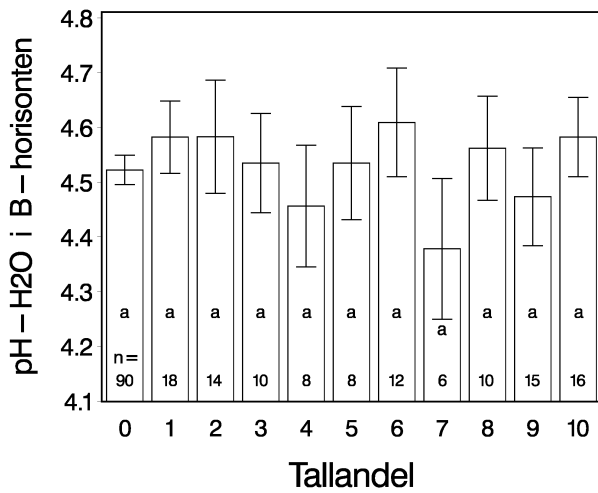
Tabell 17. Medelvärden för pH (mätt i avjoniserat vatten [pH-H₂O], i 0.01 M CaCl₂-lösning [pH-CaCl₂] och i 1 M KCl-lösning [pH-KCl]), utbytbart Al (Al-KCl), titrerbar aciditet och basmättnadsgrad (BS) i B-horisonten under olika trädslag. Från Ståndortskarteringen omdrev 1993-2002. Urval: Järnpodsoler + järnhumuspodsoler på frisk + frisk-fuktig mark med texturen sandig morän/grovsand eller finare, huggningsklass C+D (d.v.s. gallringsskog eller slutavverkningsskog). Medelvärden för gran, tall och björk är signifikant skilda, för respektive variabel, om de små bokstäverna efter medelvärdena är olika. Medelvärden för gran, tall och löv är signifikant skilda, för respektive variabel, om de stora bokstäverna efter medelvärdena är olika.

Mätvariabel	Trädslag	N	Medel	Min	Max	Std
pH-H ₂ O i B-horisonten	Gran	161	4.614 b B	4.00	5.54	0.277
	Tall	210	4.812 a A	4.04	5.93	0.261
	Björk (≥6/10)	26	4.742 a	4.00	5.25	0.317
	Löv (≥6/10)	42	4.701 B	4.00	6.00	0.384
pH-CaCl ₂ i B-horisonten	Gran	161	4.122 b B	3.39	4.76	0.237
	Tall	210	4.412 a A	3.49	5.28	0.324
	Björk (≥6/10)	26	4.223 b	3.44	4.71	0.334
	Löv (≥6/10)	42	4.181 B	3.44	4.92	0.341
pH-KCl i B-horisonten	Gran	161	3.992 b B	3.29	4.47	0.231
	Tall	210	4.184 a A	3.36	4.80	0.252
	Björk (≥6/10)	26	4.046 b	3.29	4.55	0.335
	Löv (≥6/10)	42	4.016 B	3.29	4.55	0.313
Utbytbart Al i B-horisonten	Gran	161	9.947 a A	1.232	69.83	7.249
	Tall	210	4.892 b B	0.236	35.42	4.522
	Björk (≥6/10)	26	9.718 a	1.585	39.90	8.349
	Löv (≥6/10)	42	9.542 A	0.316	39.90	6.889
Titrerbar aciditet i B-horisonten	Gran	161	88.23 a A	13.21	555.9	52.23
	Tall	210	57.57 b B	0	247.7	33.50
	Björk (≥6/10)	26	87.67 a	20.07	171.5	41.26
	Löv (≥6/10)	42	86.01 A	17.89	171.5	37.04
BS i B-horisonten	Gran	161	3.823 b B	0.838	32.15	4.880
	Tall	210	4.657 a A	0.328	100	7.718
	Björk (≥6/10)	26	4.232 a	1.150	13.52	3.108
	Löv (≥6/10)	42	4.629 AB	0.795	38.59	6.045

I östra Sverige (region 2) är det bara rena tallbestånd som har signifikant högre pH-värde i B-horisonten bland barrbestånden. Lägre tallandel medför ingen signifikant effekt på pH-värdet i B-horisonten (figur 26). I västra Sverige (region 3), där depositionen av sura ämnen är som störst, finns heller ingen signifikant skillnad på pH-värdet i B-horisonten mellan rena gran- och tallbestånd (figur 27).

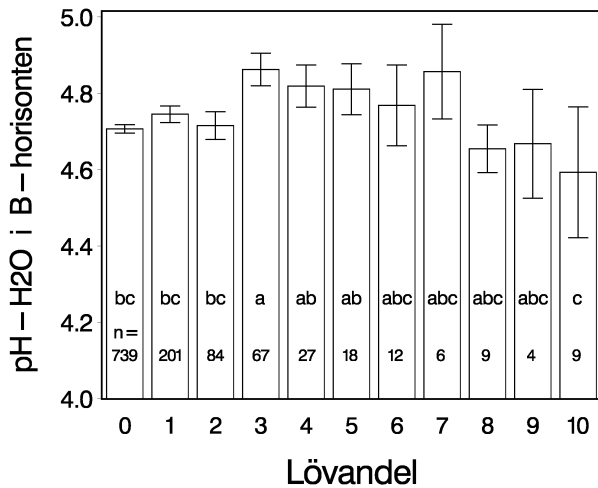


Figur 26. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i B-horisonten i granbestånd med ökande tallandel i region 2 (regionindelning, se figur 2). Tallandel=0 är rena granbestånd, medan tallandel=10 anger rena tallbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.



Figur 27. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i B-horisonten i granbestånd med ökande tallandel i region 3 (regionindelning, se figur 2). Tallandel=0 är rena granbestånd, medan tallandel=10 anger rena tallbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

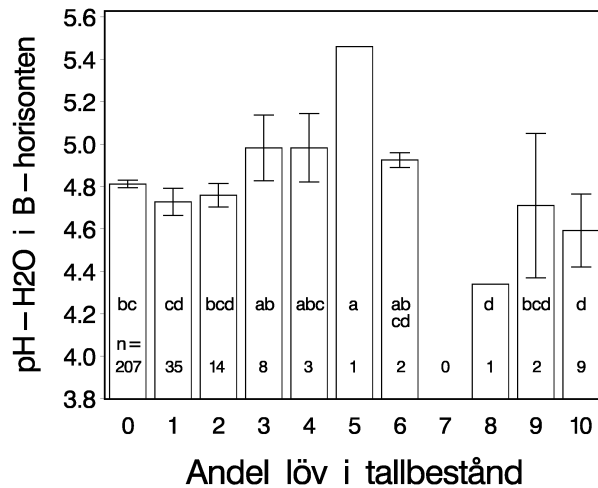
En ökad inblandning av lövträd i bestånd med både gran och tall tycks inte påverka pH-värdet i B-horisonten. Möjligtvis kan man se en tendens till att pH-värdet minskar vid hög andel lövträd (figur 28).



Figur 28. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i B-horisonten i barrbestånd med ökande lövandel. Lövandel=0 är rena barrbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

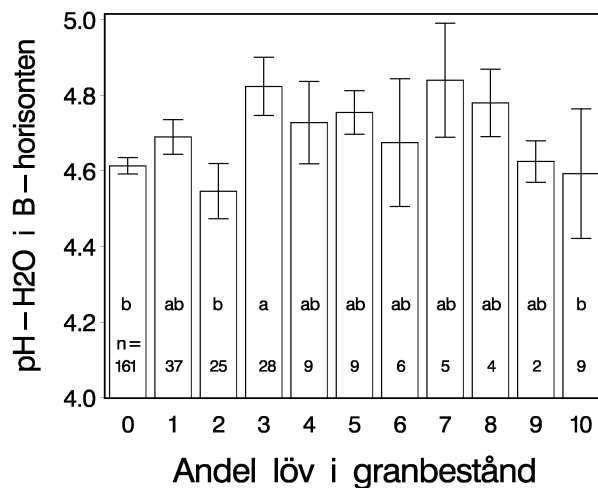
Bestånd där lövträd utgör mer än 60 % av grundytan har signifikant lägre pH-värden i B-horisonten (0.11 pH-enheter) jämfört med rena tallbestånd (tabell 17). Det finns dock få provtytor där pH har analyserats i B-horisonten och bestånden bara består av tall- och lövskog.

De få provtytorna medför att man ej kan utläsa någon entydig effekt av en ökad lövträdsandel i tallbestånd på pH-värdet i B-horisonten (figur 29). De nio rena lövbestånd, där pH analyserats i B-horisonten, hade dock signifikant lägre genomsnittligt pH-värde jämfört med de 207 rena tallbestånden (figur 29).



Figur 29. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i B-horisonten i tallbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena tallbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

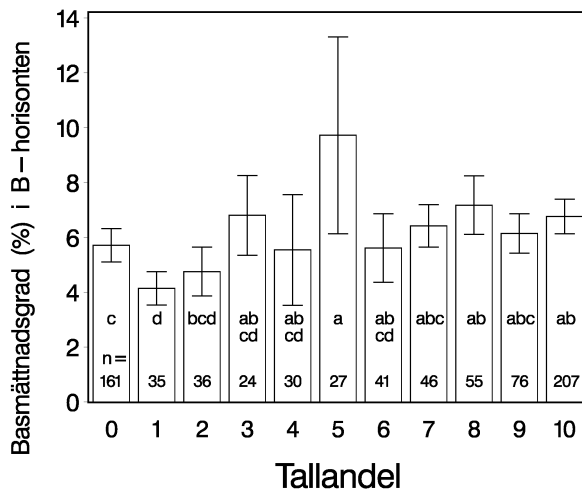
Inblandning av lövträd i granbestånd har ingen signifikant effekt på pH-värdet i B-horisonten (tabell 17, figur 30). Sätter man dock alla bestånd där björk utgör $\geq 60\%$ av grundytan i en grupp har dessa signifikant högre genomsnittligt pH-värde (0.13 pH-enheter) i B-horisonten jämfört med rena granbestånd (tabell 17).



Figur 30. Medelvärden och medelfel för pH-H₂O i B-horisonten i granbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena granbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

Basmättnadsgrad

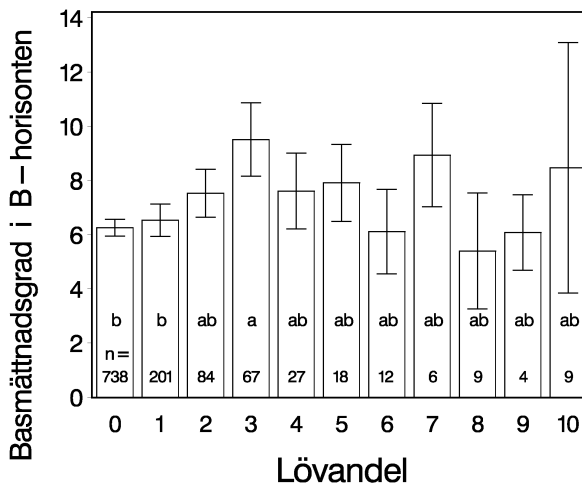
Rena tallbestånd har i genomsnitt signifikant högre basmättnadsgrad i B-horisonten jämfört med rena granbestånd (Tabell 17, figur 31). För barrbestånd där tallandelen varierar mellan 10-90 % av grundytan finns det dock ingen klar tendens till att basmättnadsgraden skulle öka med ökat tallinslag (figur 31).



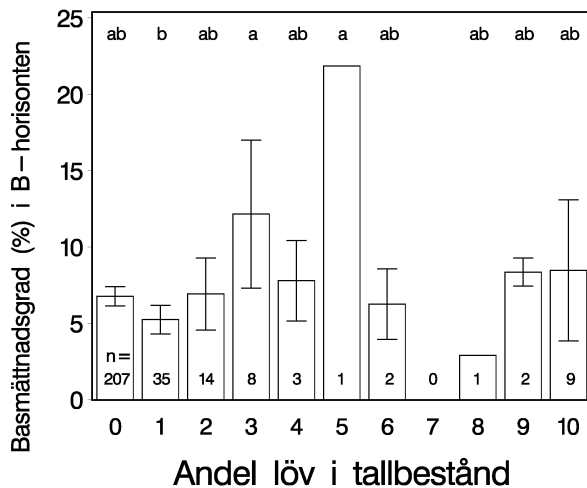
Figur 31. Medelvärden och medelfel för basmätnadsgraden (%) i B-horisonten i granbestånd med ökande tallandel. Tallandel=0 är rena granbestånd, medan tallandel=10 anger rena tallbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

En ökad andel lövträd i barrbestånd ger ingen tydlig effekt på basmätnadsgraden i B-horisonten. Det finns dock en svag tendens att basmätnadsgraden stiger när lövträdsandel ökar upp till 30 % lövinblandning. För högre lövträdsinblandning finns det ganska få provytor med värden på basmätnadsgraden i B-horisonten (figur 32).

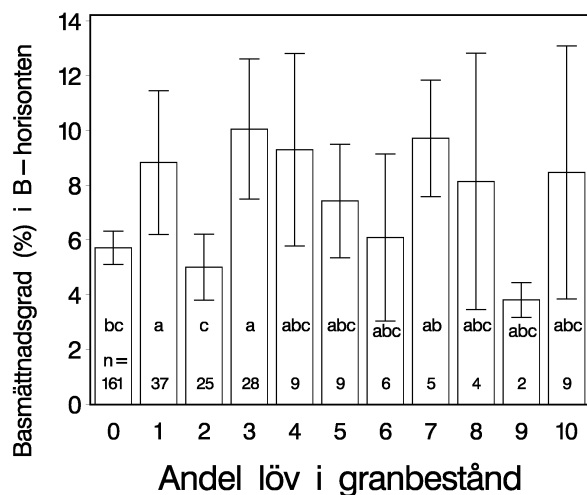
Få provytor där beståndet utgörs av blandbestånd av tall och lövträd, samt en relativt stor variation i basmätnadsgraden gör att det inte finns någon entydig trend med ökat lövinslag (figur 33). Detsamma kan i stort sätt sägas gälla även för blandbestånd av gran och lövträd (figur 34).



Figur 32. Medelvärden och medelfel för basmätnadsgraden (%) i B-horisonten i barrbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena barrbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.



Figur 33. Medelvärden och medelfel för basmättnadsgraden (%) i B-horisonten i tallbestånd med ökande lövandel. Lövandel=0 är rena tallbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Bokstäverna ovanför staplarna anger om medelvärdena för varje lövandelsgrupp är signifikant skild från de övriga lövandelsgруппerna. Övrig figurförklaring, se figur 9.



Figur 34. Medelvärden och medelfel för basmättnadsgraden (%) i B-horisonten i granbestånd med ökande lövträdsandel. Lövandel=0 är rena granbestånd, medan lövandel=10 anger rena lövbestånd. Övrig figurförklaring, se figur 9.

Även i B-horisonten påverkas pH och basmättnadsgrad signifikant av klimat- och beståndsfaktorer. Detta gäller speciellt för de rena granbestånden och i viss mån för de rena tallbestånden, medan det i bestånd som domineras av lövträd är enbart latitud och longitud som har signifikant inverkan och då enbart på pH-värdet (tabell 18 och 19, figur 35). Den starka inverkan som latitud har på pH och basmättnadsgrad i B-horisonten under granbestånd indikerar att depositionen av sura ämnen kan vara en bidragande orsak till detta mönster.

För de rena granbestånden kan man notera att ju äldre bestånden är desto högre blir i regel pH och basmättnadsgrad i B-horisonten. I andra undersökningar brukar man finna det motsatta mönstret, d.v.s. lägre pH-värden i marken ju äldre beståndet är. Förklaringen till resultatet i denna undersökning är troligen att vi studerat granbestånd från hela Sverige och de äldsta bestånden finns i regel i norra Sverige, där pH i marken oftast är något högre än i södra Sverige. En uppdelning i mindre regioner skulle förmodligen ge en annan bild av beståndsålderns påverkan på pH-värdet i marken.

Boniteten påverkar också i hög grad pH-värdet och basmättnadsgraden i humuslagret under granbestånden. Höga boniteter medför oftast låga värden på pH och basmättnadsgraden. Humustäckets tjocklek har en signifikant inverkan på pH i B-horisonten enbart i rena tallbestånd (tabell 18 och 19).

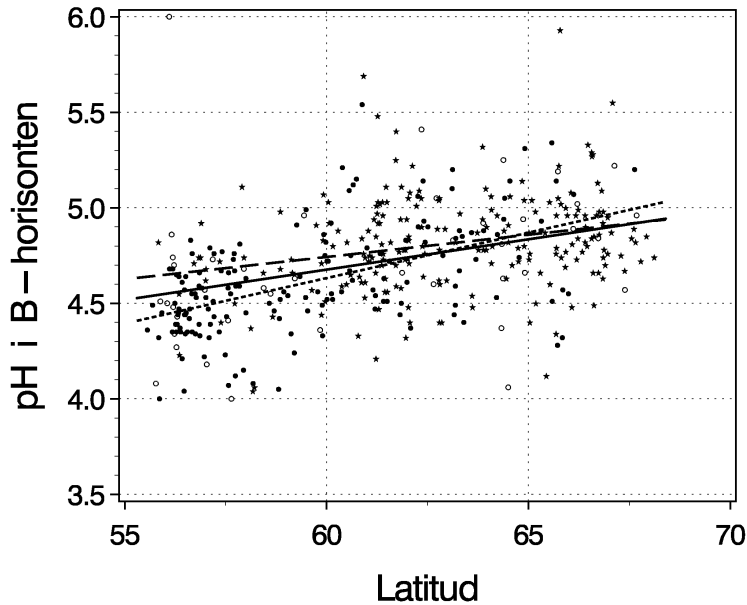
I granbestånd är pH-värdet och basmättnadsgraden i B-horisonten i genomsnitt signifikant högre för bestånd på brantare sluttningar (>4:20) jämfört med bestånd på plan mark eller mindre brantare sluttningar. Granbestånd där markvattnet bedöms vara rörligt under längre perioder hade, i medeltal, signifikant högre pH-värden och basmättnadsgrad jämfört med bestånd där markvattnet sällan eller aldrig är rörligt (tabell 20 och 21).

Tabell 18. Korrelation mellan pH-H₂O i B-horisonten och vissa ståndortsfaktorer i rena gran- och tallbestånd, samt bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. r = korrelationskoefficient, p=signifikansen hos korrelationskoefficienten, n = antalet observationer.

Ståndortsfaktorer	pH-H ₂ O					
	Gran, n=161		Tall, n=210		Löv ($\geq 6/10$), n=42	
	r	p	r	p	r	p
Latitud	0.527	<0.001	0.262	<0.001	0.341	0.027
Longitud	0.337	<0.001	0.221	0.001	0.340	0.028
Höjd över havet	0.357	0.001	0.063	0.362	0.173	0.272
Temperatursumma	-0.486	<0.001	-0.241	<0.001	-0.291	0.062
Humiditet	-0.110	0.167	-0.052	0.455	-0.255	0.103
Beståndsålder	0.224	0.004	-0.012	0.864	-0.241	0.124
Bonitet	-0.465	<0.001	-0.167	0.016	-0.254	0.104
Humustäckets tjocklek	-0.010	0.897	-0.172	0.013	0.129	0.415

Tabell 19. Korrelation mellan basmättnadsgraden i B-horisonten och vissa ståndortsfaktorer i rena gran- och tallbestånd, samt bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. r = korrelationskoefficient, p=signifikansen hos korrelationskoefficienten, n = antalet observationer.

Ståndortsfaktorer	Basmättnadsgrad					
	Gran, n=161		Tall, n=210		Löv ($\geq 6/10$), n=42	
	r	p	r	p	r	p
Latitud	0.482	<0.001	0.036	0.609	0.069	0.664
Longitud	0.244	0.002	0.092	0.186	0.102	0.520
Höjd över havet	0.297	<0.001	-0.120	0.082	-0.029	0.857
Temperatursumma	-0.430	<0.001	0.038	0.575	-0.031	0.844
Humiditet	-0.101	0.201	-0.168	0.015	0.068	0.668
Beståndsålder	0.322	<0.001	-0.081	0.244	-0.176	0.264
Bonitet	-0.419	<0.001	0.104	0.133	0.018	0.910
Humustäckets tjocklek	0.059	0.461	0.004	0.958	0.248	0.114



Figur 35. Latitudens inverkan på pH-H₂O i B-horisonten under rena granbestånd (●), rena tallbestånd (★) och bestånd med ≥ 6/10 löv (○). Linjen med korta streck representerar regressionslinjen mellan pH i humuslagret och latitud för rena granbestånd: $pH=1.773 + 0.04765 \cdot \text{latitud}$, $n=161$, $R^2=0.278$, $p<0.0001$. Linjen med långa streck representerar regressionslinjen mellan pH i humuslagret och latitud för tallbestånd: $pH = 3.346 + 0.02327 \cdot \text{latitud}$, $n=210$, $R^2=0.068$, $p=0.0001$. Den heldragna linjen representerar regressionslinjen mellan pH i humuslagret och latitud för bestånd med ≥ 6/10 löv: $pH=2.771 + 0.03175 \cdot \text{latitud}$, $n=42$, $R^2=0.116$, $p=0.027$.

Tabell 20. Variansanalys av om medelvärden för pH-H₂O i B-horisonten skiljer sig m.a.p. topografisk belägenhet, sluttningens lutning eller rörligt markvatten inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör ≥ 6/10 av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Lövträd	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Topografisk belägenhet						
Krön	0	-	3	4.89 a	1	4.89
Sluttning > 4:20	21	4.73 a	9	4.88 a	2	4.24 a
Plan mark < 4:20	139	4.59 b	198	4.81 a	39	4.72 a
Sluttningens lutning						
0 - 1 m / 20 m	50	4.59 a	74	4.78 b	18	4.86 a
1.1 - 2 m / 20 m	42	4.58 a	76	4.84 ab	13	4.64 ab
2.1 - 4 m / 20 m	51	4.64 a	47	4.79 ab	7	4.54 ab
4.1 - 7 m / 20 m	15	4.66 a	11	4.96 a	4	4.45 b
7.1 - 10 m / 20 m	2	4.92 a	2	4.66 ab	0	-
Rörligt markvatten						
Sällan-aldrig	90	4.57 b	140	4.78 b	28	4.68 a
Kortare perioder	35	4.62 ab	36	4.92 a	11	4.76 a
Längre perioder	36	4.72 a	34	4.85 ab	3	4.67 a

Tabell 21. Variansanalys av om medelvärden för basmättnadsgraden i B-horisonten skiljer sig m.a.p. topografisk belägenhet, sluttningens lutning eller rörligt markvatten inom rena granbestånd, tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Topografisk belägenhet						
Krön	0	-	3	4.03 a	1	8.57
Sluttning > 4:20	21	8.44 a	9	7.99 a	2	2.70 a
Plan mark < 4:20	139	5.30 b	198	6.75 a	39	7.15 a
Sluttningens lutning						
0 - 1 m / 20 m	50	5.50 a	74	5.49 b	18	9.88 a
1.1 - 2 m / 20 m	42	5.34 a	76	7.29 ab	13	4.62 a
2.1 - 4 m / 20 m	51	6.45 a	47	7.15 ab	7	5.49 a
4.1 - 7 m / 20 m	15	4.92 a	11	9.55 a	4	4.12 a
7.1 - 10 m / 20 m	2	6.04 a	2	8.94 ab	0	-
Rörligt markvatten						
Sällan-aldrig	90	5.23 b	140	6.32 a	28	6.28 a
Kortare perioder	35	4.02 b	36	8.29 a	11	9.64 a
Längre perioder	36	8.54 a	34	6.96 a	3	3.68 a

Varken markfuktighetstyp eller jordmånstyp hade någon signifikant påverkan på pH-värdet i B-horisonten (tabell 22). Basmättnadsgraden under granbestånd var dock i medeltal signifikant lägre i järnhumuspodsoler jämfört med järnpodsoler (tabell 23).

Tabell 22. T-test av om medelvärden för pH-H₂O i B-horisonten skiljer sig m.a.p. markfuktighetstyp eller jordmånstyp inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Markfuktighetstyp						
Friskt	130	4.60 a	195	4.81 a	31	4.63 a
Friskt-fuktigt	31	4.68 a	15	4.80 a	11	4.90 a
Jordmånstyp						
Järnpodsol	125	4.62 a	185	4.82 a	29	4.70 a
Järnhumuspodsol	36	4.58 a	25	4.77 a	13	4.69 a

Tabell 23. T-test av om medelvärden för basmättnadsgraden i B-horisonten skiljer sig m.a.p. markfuktighetstyp eller jordmånstyp inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Markfuktighetstyp						
Friskt	130	5.40 a	195	6.85 a	31	5.49 a
Friskt-fuktigt	31	7.00 a	15	5.62 a	11	11.1 a
Jordmånstyp						
Järnpodsol	125	6.25 a	185	6.99 a	29	7.62 a
Järnhumuspodsol	36	3.84 b	25	5.03 a	13	5.52 a

Markvegetationen har en viss koppling till pH-värdet och basmättnadsgraden i B-horisonten. Örttyperna har oftast högre pH-värde och basmättnadsgrad jämfört med gräs- och ristyper. Vegetationstypen höga örter utan ris hade dock i genomsnitt relativt låga värden på pH och basmättnadsgrad. Bottenskiktstypen verkar oftast ha liten koppling till pH och basmättnadsgrad. Tallbestånd med vitmossor som bottenskikt hade dock i medeltal högre pH-värden och basmättnadsgrad än de övriga bottenskiktstyperna (tabell 24 och 25).

Tabell 24. Variansanalys av om medelvärden för pH-H₂O i B-horisonten skiljer sig m.a.p. markvegetationstyp och bottenskiktstyp inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Markvegetationstyp						
Höga örter utan ris	5	4.49 e	0	-	1	4.74
Höga örter med ris (blåbär)	5	5.09 a	1	5.40	1	5.19
Låga örter utan ris	14	4.76 bc	0	-	6	4.94 a
Låga örter med ris (blåbär)	14	4.77 bc	3	4.90 abc	5	4.79 a
Utan fältskikt	25	4.49 d	1	5.03	2	4.67 a
Breda gräs	5	4.53 cde	5	4.89 abc	3	4.38 b
Smala gräs	46	4.50 de	18	4.66 c	10	4.57 a
Blåbär	41	4.63 ce	78	4.79 b	12	4.68 a
Lingon	4	4.89 ab	75	4.82 b	0	-
Kråkbär/ljung	1	4.90	25	4.87 b	0	-
Fattigris	0	-	2	5.32 a	0	-
Bottenskiktstyp						
Lavtyp	0	-	26	4.84 ab	0	-
Lavrik typ	0	-	34	4.84 ab	0	-
Vitmosstyp	7	4.64 a	4	5.11 a	1	6.00
Sumpmosstyp	14	4.72 a	6	4.80 ab	7	4.71 a
Friskmosstyp	140	4.60 a	139	4.79 b	34	4.66 a

Tabell 25. Variansanalys av om medelvärden för basmättnadsgraden i B-horisonten skiljer sig m.a.p. markvegetationstyp och bottenskiktstyp inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Markvegetationstyp						
Höga örter utan ris	5	4.69 bcd	0	-	1	4.06
Höga örter med ris (blåbär)	5	25.9 a	1	48.0	1	7.80
Låga örter utan ris	14	8.77 b	0	-	6	16.2 a
Låga örter med ris (blåbär)	14	10.3 b	3	18.7 a	5	8.47 ab
Utan fältskikt	25	2.53 d	1	2.69	2	8.34 ab
Breda gräs	5	3.37 cd	5	10.7 ab	3	4.66 ab
Smala gräs	46	3.03 d	9	4.29 c	10	4.10 b
Blåbär	41	5.48 c	78	5.96 bc	12	4.59 ab
Lingon	4	9.93 bc	75	7.59 b	0	-
Kråkbär/ljung	1	2.64	25	3.96 c	0	-
Fattigris	0	-	2	16.6 abc	0	-
Bottenskiktstyp						
Lavtyp	0	-	26	3.87 b	0	-
Lavrik typ	0	-	34	5.17 ab	0	-
Vitmosstyp	7	4.87 ab	4	13.6 a	1	5.44
Sumpmosstyp	14	9.80 a	6	4.49 ab	7	4.85 a
Friskmosstyp	140	5.34 b	139	7.63 a	34	6.01 a

Någon koppling mellan jordart och pH-värdet eller basmättnadsgraden i B-horisonten kan ej skönjas i detta datamaterial. I granbestånd observeras dock något överraskande att både pH-värde och basmättnadsgrad i medeltal är något högre i jordar med grovsand eller sandig morän jämfört med de mer finkorniga sand- eller mojordarna. Humusformen hade ingen koppling med pH och basmättnadsgrad utom i tallbestånd, där provytor med moder hade signifikant lägre pH-värden jämfört med de provytor där humusformen var mårtyp 1 eller 2 (tabell 26 och 27).

Tabell 26. Variansanalys av om medelvärden för pH-H₂O i B-horisonten skiljer sig m.a.p. jordart, jordartens textur och humusform inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Jordart						
Sediment med hög sorteringsgrad	17	4.58 a	23	4.87 a	3	4.77 a
Sediment med låg sorteringsgrad	16	4.63 a	27	4.85 a	7	4.80 a
Morän	128	4.62 a	160	4.80 a	32	4.67 a
Jordartens textur						
Grovsand / sandig morän	5	4.87 a	25	4.87 a	1	4.68
Mellansand / sandig-moig morän	27	4.72 a	67	4.81 a	12	4.61 a
Grovmo / sandig-moig morän	82	4.54 b	99	4.81 a	17	4.78 a
Finmo / moig morän	39	4.63 ab	19	4.76 a	12	4.68 a
Mjåla / mjålig morän	8	4.71 ab	0	-	0	-
Humusform						
Mår typ 1	94	4.62 a	171	4.82 a	17	4.75 a
Mår typ 2	49	4.58 a	23	4.82 a	12	4.65 a
Moder	8	4.61 a	8	4.54 b	8	4.59 a
Mulliknande moder	3	4.78 a	0	-	0	-
Mull	7	4.64 a	0	-	0	-
Torvartad mår	0	-	5	4.84 ab	4	4.94 a

Tabell 27. Variansanalys av om medelvärden för basmättnadsgraden i B-horisonten skiljer sig m.a.p. jordart, jordartens textur och humusform inom rena gran- och tallbestånd eller bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan. Medelvärden inom resp. trädslag och ståndortsfaktor är signifikant olika om de efterföljs av skilda bokstäver.

Ståndortsfaktor	Gran		Tall		Löv	
	N	Medel	N	Medel	N	Medel
Jordart						
Sediment med hög sorteringsgrad	17	6.67 a	23	8.62 a	3	5.72 a
Sediment med låg sorteringsgrad	16	6.02 a	27	6.60 a	7	6.00 a
Morän	128	5.54 a	160	6.52 a	32	7.30 a
Jordartens textur						
Grovsand / sandig morän	5	10.7 a	25	8.66 a	1	3.17
Mellansand / sandig-moig morän	27	6.01 bc	67	5.94 a	12	7.43 a
Grovmo / sandig-moig morän	82	4.38 c	99	6.78 a	17	5.41 a
Finmo / moig morän	39	6.65 bc	19	7.04 a	12	9.05 a
Mjåla / mjålig morän	8	10.6 ab	0	-	0	-
Humusform						
Mår typ 1	94	5.34 a	171	6.84 a	17	6.14 a
Mår typ 2	49	6.73 a	23	5.70 a	12	4.42 a
Moder	8	3.90 a	8	6.01 a	8	8.31 a
Mulliknande moder	3	6.13 a	0	-	0	-
Mull	7	5.42 a	0	-	0	-
Torvartad mår	0	-	5	11.0 a	4	16.5 a

Diskussion

All biomassaproduktion, där delar av biomassan förr eller senare skördas och bortförs, leder till en biologisk försurning av markens övre skikt (markens syra-basstatus minskar). Hur mycket pH-värdet och basmättnadsgraden minskar i dessa skikt beror främst av storleken på biomassaproduktionen. Det finns dock andra faktorer, kopplade till olika växters egenskaper, som kan påverka markens syra-basstatus; växternas förmåga att filtrera luftens partiklar, växternas upptag av mineralämnen, rötternas fördelning i markprofilen, mikroklimatet under växterna, kvantiteten och kvaliteten på växternas fall- och rotförna och dess nedbrytning, samt förekomsten av biologisk kvävefixering.

Betydelsen av de ovan nämnda faktorerna, som kan påverka markens pH-värde och basmättnadsgrad, ökar ofta desto högre biomassaproduktionen är och ju större växten är. Valet av trädslag på en ståndort kan således ha stor betydelse för markens syra-basstatus. I denna undersökning har vi, från Riksskogstaxeringens och Ståndortskarteringens datamaterial från 1993-2003, jämfört hur andelen gran, tall och löv påverkar pH-värdet och basmättnadsgraden i humuslager och B-horisont för svenska gallringsskogar eller slutavverkningsskogar, där jordmånen utgörs av järnpodsoler eller järnhumuspodsoler och grundvattenytan ligger på mellan 1-2 meters djup samt texturen är sandig morän/grovsand eller finkornigare.

Trädslagets inverkan på pH och basmättnadsgrad i humuslagret

Från det urval som gjordes på Ståndortskarteringens datamaterial från omdrevet 1993-2002 konstaterades att i bestånd där lövträd utgör $\geq 6/10$ av grundytan är pH-värdet i humuslagret i genomsnitt 4.12, jämfört med 3.87 och 3.75 i rena gran- respektive tallbestånd. De bestånd som dominerades av lövträd hade således ett pH-värde i humuslagret som var 0.24 respektive 0.37 enheter högre än i rena gran- respektive tallbestånd. Skillnaden i pH-värdet mellan trädslagen var signifikant.

När det gäller olika trädslags påverkan på pH-värdet i humuslagret finns en rad undersökningar gjorda både i Sverige och i andra länder, som visar att barrbestånd i regel ger lägre pH-värden i humuslagret jämfört med lövbestånd. Vissa forskare har dock kritiserat denna slutsats i och med att i naturliga bestånd har lövträden oftast vuxit på mer näringsrik mark, medan barrträden lättare kunnat besitta de fattigare markerna. I de fall undersökningarna gjorts i planteringar på likvärdig mark (ofta f.d. åker- eller betesmark) har man dock vanligtvis funnit att barrbestånd har lägre pH-värden i humuslagret jämfört med lövträdsbestånd (bilaga 2). Alriksson & Eriksson (1998) fann emellertid inga signifikanta pH-skillnader i humuslagret mellan 27-åriga bestånd av gran och vårtbjörk i ett trädslagsförsök i Sävar nära Umeå. Bestånden med tall, contortatall och lärk hade dock signifikant lägre pH-värden i humuslagret jämfört med björkbestånden.

Némec & Kvapil (1924) undersökte pH i humuslagret under intilliggande bestånd med olika trädslagssammansättning på en sandig lerjord i Böhmen (nuvarande Tjeckien). De fann att pH-värdet under de slutna granskogarna var 4.6-4.9, men i de rena lövbestånden var pH-värdet 5.8-5.9. I barrbestånd med lövträdsinblandning varierade pH-värdet mellan 5.0 och 5.6.

På 1950-talet gjorde Ovington (1953) undersökningar av pH-värdet på olika djup i 20-70 år gamla försöksplanteringar med olika trädslag i England. I en lokal (Abbotswood) fanns 38-46 år gamla planteringar av gran, tall, bok och ek. Medelvärde för pH-H₂O i humuslagret var för gran 3.99, tall 4.07, bok 4.85 och ek 5.03. På en annan lokal (Olley's Farm) fanns bl.a. 24 åriga bestånd av Contortatall och vanlig tall, samt ett 70-årigt bestånd av björk (med en underplantering av gran och bok). Här hade Contortatallen det lägsta pH-värdet i humuslagret (4.25), medan den vanliga tallen och björken hade ungefär samma pH (4.43 resp. 4.45).

Nihlgård (1971) gjorde parvisa jämförelser mellan gran- och bokbestånd på 23 lokaler i Skåne. På 19 av lokalerna varierade beståndsåldern mellan 30-60 år. Markprov togs bl.a. i de övre 5 cm, vilket omfattar humuslager + humusblandad mineraljord. Under granbestånden var pH-H₂O i detta skikt i medeltal 4.00, jämfört med 4.47 under bokbestånden (bilaga 2). Hansson (2004) gjorde också jämförelser av markkemin under skånska bok- och granbestånd, genom att använda data från ståndortskarтерingen för åren 1993-1999, samt göra egna fältprovtagningar. Kriterierna för urvalet av provtytor från ståndortskarтерingens databas var att bestånden skulle utgöras av minst 90 % bok eller gran, vara äldre än 55 år, samt att humusformen var mårtyper 1 eller mårtyper 2. Detta urval gav 13 bestånd där bok dominerade och 10 bestånd med grandominans. Medelvärde av pH-H₂O och pH-CaCl₂ var signifikant högre under bokbestånden (3.96 resp. 3.21) jämfört med granbestånden (3.66 resp. 2.96). I den egna fältstudien som Hansson (2004) gjorde, valdes 30 provplatser i gammal bokskog ut, femton med och femton utan självföryngring av gran. Provytorna med självföryngring av gran hade signifikant lägre medelvärden av pH-H₂O och pH-CaCl₂ i humuslagret än motsvarande värden på provtytor utan självföryngring av gran.

Mikola (1985) undersökte 20 olika skogsbestånd i Finland där hälften var nästan rena björkbestånd och den andra hälften bestod av nästan rena barrbestånd. Fjorton av lokalerna (7 björkbestånd och 7 granbestånd) var jämförbara och pH-värdet i de översta marklagren (humuslager och A-horisont i granbestånden, A-horisont i björkbestånden) var ca 1 pH-enhet lägre i granbestånden jämfört med björkbestånden. Mikola visade även att pH-värdet ökade med 0.04-0.05 enheter per tio procentig ökning av björkinslaget i granbestånd upp till ca 70 % inslag och sedan snabbare så att pH i de rena björkbestånden varierade mellan 5.3 och 5.5. I vår undersökning av Ståndortskarтерingens material från 1993-2002 noteras en liknande genomsnittlig ökning (0.04 pH-enheter) upp till 90 % lövträdsinblandning, men någon kraftig ökning av pH noteras inte vid lövträdsandelar på över 70 %. Istället kan man notera att pH-värdet i rena lövbestånd inte avviker signifikant från motsvarande värde i granbestånd med enbart 10 % inblandning av lövträd (figur 15).

Liljelund m.fl. (1986) som refererade till många av de ovanstående undersökningarna publicerade också några opublicerade resultat från svenska undersökningar. Dessa visade att pH-värdet i humuslagret under granbestånd var 0.3-1.2 pH-enheter lägre än i motsvarande björkbestånd (bilaga 2). Senare undersökningar gjorda i olika trädslagsförsök där bestånden är mer än 25-30 år gamla visar att pH-värdet i humuslagret under gran oftast ligger 0.2-1.1 enheter lägre än i bestånd med björk, bok eller ek (ex. Raulund-Rasmussen & Vejre, 1995; Priha & Smolander, 1999; Chodak, 2002; Oulehle m.fl., 2005; Reich m.fl., 2005; Smolander m.fl., 2005; Klimo m.fl., 2006; Oostram m.fl., 2006). Jämförs gran med

exempelvis alm och ask, kan pH-skillnaden i humuslagret vara ännu större (Oostra m.fl., 2006). Skillnaderna mellan gran och tall, med avseende på pH i humuslagret, brukar vara små i trädslagsförsök. I de fall det finns signifikanta skillnader brukar dock tall ha någon eller några tiondels pH-enheter lägre värden än gran (ex. Alriksson & Eriksson, 1998; Reich m.fl., 2005). Motsatta förhållanden, d.v.s. högre pH-värden under tall finns dock rapporterade (ex. Priha & Smolander, 1999). Detta betyder att pH-värdet i humuslagret under tall ofta är 0.3-1.4 enheter lägre än i intilliggande bestånd av björk, bok eller ek (ex. Alriksson & Eriksson, 1998; Priha & Smolander, 1999; Reich m.fl., 2005).

De ovan angivna pH-skillnaderna på 0.3-1.2 enheter mellan gran och björk är större än det genomsnitt på 0.24 pH-enheter som framkom i vår studie. De ovan angivna trädslagsförsöken var dock försök med intilliggande gran- och björkbestånd på i stort sett helt jämförbar mark. I vår undersökning ligger bestånden med olika trädslagsblandning inte intill varandra och det finns således många ståndortsfaktorer som kan variera kraftigt mellan de jämförda bestånden. Vi har dock försökt begränsa variationen genom att välja ståndorter med liknande jordmån (järnpodsoler eller järnhumuspodsoler), textur (sandiga moräner /grovsand eller finkornigare), grundvattennivå (frisk + frisk-fuktig mark) och beståndsålder (gallrings- eller slutavverkningsskog).

Det finns tidigare undersökningar gjorda på liknande material som i föreliggande rapport. Från den första rikstäckande skogsmarkinventeringen på 1960- och 1970-talen, som föregick Ståndortskarteringen, framgick att pH-värdet i humuslagret i granbestånd var i medeltal 4.1, för tallbestånd 4.0 och för björkbestånd 4.5 (Troedsson, 1983). Dessa pH-värden är något högre än i föreliggande rapport, speciellt för björkbestånden. Eriksson & Alriksson (1998) utnyttjade data från Ståndortskarteringens omdrev 1983-1987 för att studera trädslagets påverkan på humuslagrets egenskaper i Norrland. De fann bl.a. att pH-värdet var i genomsnitt 3.9 i rena tallbestånd och 4.2 i rena granbestånd. För rena björkbestånd beräknades pH vara i medeltal 5.15 och pH minskade med ca 0.1 enheter för varje tiondel graninslaget ökade i beståndet. Troedsson (1983) anger att björkandelen måste vara minst 50-60 % i barrbestånd för att pH-värdet i humuslagret skall öka signifikant.

Det finns förmodligen flera förklaringar till lägre pH-värden i humuslager under barrbestånd jämfört med lövbestånd. Barrförnan har oftast ett något lägre pH-värde och ett lägre innehåll av baskatjoner än de flesta lövförnor. Barrförnan är dessutom mindre aptitlig för markdjur och övriga markorganismer, vilket medför att den bryts ner långsammare och inte blandas om med mineraljorden lika mycket som lövförnor i regel gör. Humuslagren under barrbestånd har därför ofta en högre kolhalt än under lövbestånden, samt innehåller surare nedbrytningsprodukter än lövbeståndens humuslager. Ju högre kolhalten är i humuslagret, desto lägre blir i regel pH-värdet (se figur 23). Kolhalten i humuslagret ökar oftast också med ökad beståndsålder. Detta är förmodligen en bidragande anledning till att pH-värdet i humuslagret minskar när beståndet blir äldre (Troedsson & Nilsson, 1984; Hallbäcken & Tamm, 1986; Brand m.fl., 1986; Falkengren-Grerup, 1987; Alriksson & Olsson, 1995; Söderberg, 1996). Lövbestånden släpper i regel in mer ljus till markytan än barrbestånden. Detta leder till att fältskiktvegetationen oftast blir en annan under lövbestånd jämfört med barrbestånd. Under täta granbestånd saknas ofta markvegetation helt. Markvegetationen (speciellt

under lövbestånd) har ofta ett relativt högt innehåll av baskatjoner, vilket bidrar till att hålla uppe lövförnans pH-värde.

I norra Sverige har rena tallbestånd i genomsnitt lägre pH-värde och basmättnadsgrad i humuslagret än motsvarande rena granbestånd. De lägre pH-värdena i humuslager under tallbestånd beror enligt Lundmark (1986) till övervägande del på att tall dominerar på mineralogiskt svagare marker. Jämförs gran och tall på ståndortstyper, med allt svagare mineralogi, så minskar skillnaden i humuslagrens pH-värde och på riktigt svaga marker kan granbestånd t.o.m. ha lägre pH-värde än tallbestånd enligt Lundmark (1986). Ståndortskarteringens material från 1993-2002 visar dock att även på marker med låg bonitet, i norra Sverige, har tallbestånden i genomsnitt signifikant lägre pH-värden än motsvarande granbestånd. De undersökta granbestånden i denna region hade dessutom i medeltal högre beståndsålder än tallbestånden, vilket borde minska pH-skillnaden mellan trädslagen. Vår förklaring till de högre pH-värdena i humuslagret under granbestånd, i norra Sverige, är att granbarrsförnan i regel har högre koncentrationer av baskatjoner än tallbarrsförnan (se tabell 2). Detta återspeglar sig också i högre basmättnadsgrad i humuslager under granbestånd än i tallbeståndens humuslager (se figur 17). Den större depositionen av sura ämnen under granbestånd i sydvästra Sverige jämnar troligen ut skillnaderna i humuslagrets pH-värden under gran- respektive tallbestånd i denna region (se figur 12).

Vår undersökning visar vidare att basmättnadsgraden i humuslagret är i medeltal signifikant högre i bestånd där lövträd dominerar (13.4 %) jämfört med rena gran- och tallbestånd (11.2 resp. 9.8 %). Det finns relativt få undersökningar som jämfört basmättnadsgraden i humuslagret under olika trädslag. Oostra m.fl. (2006) rapporterade dock att för trädslagsförsöket i Fredriksdal så hade granbeståndet signifikant lägre genomsnittlig basmättnadsgrad jämfört med bestånden av alm, ask, avenbok, bok och ek. Utgående från ståndortskarteringens datamaterial för åren 1993-1999 fann Hansson (2004) ingen skillnad i medelvärde för basmättnadsgraden mellan fem granbestånd (minst 90 % gran) och fyra bokbestånd (minst 90 % bok) i Skåne. De provtagningar som Hansson (2004) gjorde på 30 provplatser i gammal bokskog i Skåne, femton provplatser med och femton utan självföryngring av gran, visade dock att basmättnadsgraden i humuslagret var signifikant högre under bestånden utan granföryngring. I ett trädslagsförsök i södra Polen, där bl.a. gran, tall, bok, björk och ek ingick, ökade basmättnadsgraden i humuslagret med följande ordning; tall<gran<ek<bok<björk (Reich m.fl., 2005).

I det nationella miljökvalitetsmålet ”Levande skogar” anges i ett av delmålen att till år 2010 skall bland annat arealen mark föryngrad med lövskog öka och arealen äldre lövrik skog öka med minst 10 %. Detta mål är främst knytet till att bevara den biologiska mångfalden i skogen. Högre pH-värden och basmättnadsgrader i humusskikten under lövskogsdominerade bestånd har en direkt koppling till den höga diversitet i flora och markfauna som vanligtvis kan observeras i dessa bestånd. Det är emellertid inte klarlagt att den lägre syra-basstatusen i humusskikten inom de barrskogsdominerade bestånden på sikt skulle kunna påverka den uthålliga produktionsförmågan i mer negativ riktning än inom de mer lövskogsdominerade bestånden.

Till vår kännedom finns det heller inga undersökningar som visat att barrskogsdominerade bestånd skulle påverka syra-basstatusen i grund- och ytvatten i mer

negativ utsträckning (i form av lägre pH- och alkalinitetsvärden) än motsvarande lövskogsdominerande bestånd. Det finns dock en möjlighet att de s.k. surstötter (temporär sänkning av pH-värde och alkalinitet) som kan observeras i vissa vattendrag till en del skulle kunna minskas med en ökad lövskogsinblandning. Surstöterna hänger i regel ihop med hög avrinning, som i sin tur är kopplad till hög grundvattennivå i samband med snösmältning eller häftiga regn. Vid höga grundvattennivåer dominerar bidraget från ytliga markskikt till avrinningen (Lundin, 1982; Lind & Lundin, 1990) och dessa markskikt är vanligtvis surare än djupare liggande markskikt. I de områden som grundvattenytan når upp till humusskiktet kan således trädslaget möjligtvis påverka grundvattenkemin och därmed även i viss grad kemin i det avrinnande vattnet. Denna hypotes är dock ej undersökt och forskning behövs således för att utreda om en ökad lövskogsinblandning även kan påverka grundvatten- och ytvattenkemin.

Trädslagets inverkan på pH och basmättnadsgrad i mineraljorden (B-horisonten)

I denna undersökning konstaterades att medelvärdet för pH-H₂O i B-horisonten var lägst i rena granbestånd (4.61). Rena tallbestånd hade i genomsnitt signifikant högre pH-värden (4.81), medan de bestånd som dominerades av lövträd bara hade ett medelvärde på 4.70 vilket inte avvek signifikant från de rena granbestånden, men däremot från de rena tallbestånden.

Det finns en hel del studier, där effekterna av hur olika trädslag påverkar pH-värdet i mineraljorden har undersökts. Dessa studier visar att pH-skillnaderna mellan trädslagen normalt minskar med ökande djup. I de översta marklagren (0-10 cm) kan dock skillnaderna uppgå till mer än en pH-enhet (ex. Raunkier, 1922; Hagen-Thorn m.fl., 2004), men vanligtvis är pH-skillnaden bara några tiondels enheter (ex. Ovington, 1953; Bråkenhielm, 1977; Ranger & Nys, 1994; Bergkvist & Folkesson, 1995; Alriksson & Eriksson, 1998; Nordborg & Olsson, 1999; Priha & Smolander, 1999; Reich m.fl., 2005). Av de olika undersökta trädslagen, så har nästan alltid gran de lägsta pH-värden i mineraljorden, följt av tall, medan lövträden oftast har högre pH-värden. Augusto m.fl. (2002) sammanställde resultat från flera olika undersökningar och fann då att i den övre delen av mineraljorden hade granbestånd i genomsnitt 0.35 resp. 0.34 enheter lägre pH-värden jämfört med bok- (n=27) resp. ekbestånd (n=18). Dessa skillnader var signifikanta, men trots att skillnaden i pH-värden mellan gran- och björkbestånd var större (-0.43) var den skillnaden inte signifikant, bl.a. beroende på ett litet datamaterial (n=3). Den genomsnittliga skillnaden i pH-värde mellan tallbestånd och bok- resp. ekbestånd var densamma (-0.27). Tio undersökningar där tall- och granbestånd jämförts visade på en minimal skillnad (0.03) i medelvärdet för pH i den övre delen av mineraljorden.

De värden på basmättnadsgraden i B-horisonten som presenterats i föreliggande rapport är förhållandevis låga, vilket beror på att de marker som valdes ut med avseende på jordmånen oftast är förhållandevis näringsfattiga. Skillnaderna mellan de olika trädslagens medelvärde är därför inte stor. Trots detta föreligger en signifikant skillnad mellan de rena tallbestånden (4.66 %) och de rena granbestånden (3.82 %).

I de fall basmättnadsgraden redovisas från trädslagsförsök är det oftast bara de övre 10-20 cm av mineraljorden som analyserats. Samma mönster som för pH-

värdena har dock nästan genomgående rapporterats, d.v.s. lägre basmättnadsgrad för barrträd kontra lövträd och granbestånd uppvisar oftast de lägsta värdena på basmättnadsgraden (Alriksson & Eriksson, 1998; Nordborg & Olsson, 1999; Priha & Smolander, 1999; Hagen-Thorn m.fl., 2004; Reich m.fl., 2005). I vissa fall har man även analyserat djupare lager. Samma mönster går igen här, även om skillnaderna mellan trädslagen oftast är mindre (Nordborg & Olsson, 1999; Hagen-Thorn m.fl., 2004; Reich m.fl., 2005)

Bl.a. hade man i ett trädslagsförsök i södra Polen analyserat basmättnadsgraden i mineraljordsskikten 0-20 resp. 20-40 cm (Reich m.fl., 2005). Dessa data visade att gran hade de lägsta värdena på basmättnadsgraden. För tall, ek, björk och bok steg basmättnadsgraden i nämnd ordning. Nordborg & Olsson (1999) redovisade lägre basmättnadsgrad för två granbestånd (35 resp. 70 år) i Asa försökspark, Småland jämfört med intilliggande lövträdsbestånd. Priha & Smolander (1999) analyserade skikten 0-3 cm och 3-6 cm av mineraljorden i 60-åriga bestånd av gran, tall och björk i Finland och fann att björkbestånden hade högre basmättnadsgrad än barrbestånden i dessa lager.

Jämfört med bestånd där löv eller tall dominerar har således granbestånd oftast lägre pH-värde och basmättnadsgrad i de ytliga mineraljordsskikten. Detta beror dels på att granbestånden i regel har en högre biomassaproduktion, som orsakar en större biologisk förurning efter skörd; dels på att depositionen av sura ämnen vanligtvis är högre under granbestånd, speciellt i områden med hög deposition av svavel och/eller kväve.

Slutsatser

För svenska gallringsskogar eller slutavverkningsskogar, där jordmånen utgörs av järnpodsoler eller järnhumuspodsoler på frisk eller frisk-fuktig mark samt jordarten är sandig morän/grovsand eller har finkornigare textur kan vi redovisa följande huvudresultat angående trädslagets påverkan på pH och basmättnadsgrad i humuslager och B-horisont:

- I bestånd där lövträden utgör ≥ 60 % av grundytan är pH-värde och basmättnadsgrad i humuslagret i genomsnitt 4.1 resp. 13 %. Detta är signifikant högre än motsvarande värden för rena granbestånd (3.9 resp. 11 %) och tallbestånd (3.8 resp. 10 %). Tallbestånd har i genomsnitt signifikant lägre pH-värden än granbestånd.
- I B-horisonten är de genomsnittliga skillnaderna i pH och basmättnadsgrad mellan trädslagen små. Rena tallbestånd har dock i medeltal signifikant högre pH-värden jämfört med rena granbestånd eller lövdominerade bestånd.

Kan då en ökad lövskogsinblandning i våra skogsmarker anses vara en effektiv åtgärd för att motverka markförsurningen? Resultaten från denna undersökning tyder på att redan när lövskogsandelen utgör 10 % av beståndets totala grundyta så är pH-värdet i humuslagret signifikant högre jämfört med rena barrbestånd. I den övre delen av rostjorden påverkas dock inte markens syra-basstatus nämnvärt ens vid hög lövträdsandel i beståndet. Dessa resultat gäller dock som ett genomsnitt i stor skala (nationellt eller regionalt) där många olika faktorer påverkar markens syra-basstatus. På beståndsnivå har andra undersökningar visat att lövskogsbestånd på sikt kan leda till högre pH-värden och basmättnadsgrad även i de övre delarna av mineraljorden, jämfört med intilliggande barrbestånd på likvärdig mark.

Utifrån de resultat som redovisas i denna rapport, samt utifrån från andra liknande undersökningar kan följande rekommendationer ges:

- Vid skogsplantering på åkermark bör man välja lövträd framför barrträd om man vill undvika en betydande försämring av markens syra-basstatus under beståndets omloppsperiod.
- Plantering av lövträd efter avverkning av barrbestånd kan utgöra ett komplement till andra åtgärder i syfte att motverka markförsurning av ytliga marklager.

Referenser

- Aaltonen, V.T. 1932. Über den Einfluss der Holzart auf den Boden. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 17(5): 1-88.
- Aarnio, B. 1935. On the factors acting upon the qualities of the humus containing layers of natural soils. *Maataloust. Aikakausk.* 7: 73-84.
- Aber, J.D., Melillo, J.M. 1991. *Terrestrial ecosystems*. Saunders College Publishing, Orlando, Florida.
- Alban, D.H. 1982. Effects of nutrient accumulation by aspen, spruce, and pine on soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 853-861.
- Albrektsson, A. 1988. Needle litterfall in stands of *Pinus sylvestris* in Sweden in relation to site quality, stand age and latitude. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3: 333-342.
- Alexander, C.E., Cresser, M.S. 1995. An assessment of the possible impact of expansion of native woodland cover on the chemistry of Scottish freshwaters. *Forest Ecology and Management* 73: 1-27.
- Alriksson, A., Olsson, M. 1995. Soil changes in different age classes of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) on afforested farmland. *Plant and Soil* 168-169: 103-110.
- Alriksson, A., Eriksson, H. 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.
- Augusto, L., Ranger, J. 2001. Impact of tree species on soil solutions in acidic conditions. *Ann. For. Sci.* 58: 47-58.
- Augusto, L., Bonnaud, P., Ranger, J. 1998. Impact of tree species on forest soil acidification. *Forest Ecology and Management* 105(1-3): 67-78.
- Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., Rothe, A. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. Forest Science* 59: 233-253.
- Balsberg Pahlsson, A.-M., Bergkvist, B. 1995. Acid deposition and soil acidification at a southwest facing edge of Norway spruce and European beech in south Sweden. *Ecological Bulletin* 44: 43-53.
- Bauhus, J., Paré, D., Côte, I. 1998. Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1077-1089.
- Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 13-22.
- Berg, B., Staaf, H. 1981. Chemical composition of main plant litter components at Ivantjärnsheden – data from the decomposition studies. *Swed. Con. For. Proj. Internal Report* 104. 17 pp.
- Berg, B., McClaugherty, C. 2003. *Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration*. Springer-Verlag, Berlin. 286 sid.

- Berg, B., McClaugherty, C., Desanto, A.V., Johansson, M.-B., Ekbohm, G. 1995. Decomposition of litter and soil organic matter – can we distinguish a mechanism for soil organic matter buildup. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10: 108-119.
- Berg, B., De Santo, A.V., Rutigliano, F.A., Fierro, A., Ekbohm, G. 2003. Limit values for plant litter decomposing in two contrasting soils – influence of litter elemental composition. *Acta Oecologica* 24: 295-302.
- Berg, B., Albrektsson, A., Berg, M., Cortina, J., Johansson, M.-B., Gallardo, A., Madeira M., Pausas, J., Kratz, W., Vallejo, R. and McClaugherty, C. 1999a. Amounts of litterfall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Annals of Forest Science*, 56, 625-639
- Berg, B; Johansson, MB; Tjarve, I; Gaitnieks, T; Rokjanis, B; Beier, C; Rothe, A; Bolger, T; Göttlein, A; Gerstberger, P. 1999b. Needle litterfall in a North European spruce forest transect, *Reports in Forest Ecology and Forest Soils*, 80, 1-31.
- Berg, B., Berg, M.P., Bottner, P., Box, E., Breymeyer, A., Deanta, R.C., Couteaux, M., Escudero, A., Gallardo, A., Kratz, W., Madeira, M., Mälkönen, E., McClaugherty, C., Meentemeyer, V., Munoz, F., Piussi, P., Remacle, J., Desanto, A.V. 1993. Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry* 20: 127-159.
- Bergkvist, B., Folkesson, L. 1995. The influence of tree species on acid deposition, proton budgets and element fluxes in south Swedish forest ecosystems. *Ecological Bulletin* 44: 90-99.
- Bergquist, J., Ekö, P.-M., Elving, B., Johansson, U., Thuresson, T. 2005. Jämförelse av produktionspotential mellan tall, gran och björk på samma ståndort. *Skogsstyrelsen Rapport 2005:19*. 24 sid.
- Bernes, C. 1993. The Nordic environment – present state, trends and threats. *Nord* 1993:12. 212 sid.
- Binkley, D., Richter, D. 1987. Nutrient cycles and H⁺ budgets of forest ecosystems. *Advances in Ecological Research* 16:1-51.
- 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.
- Bonnevie-Svendsen, C., Gjems, O. 1957. Amount and chemical composition of the litter from larch, beech, Norway spruce and Scots pine stands and its effect on the soil. *Meddelelser fra det Norske Skogforsøksvesen* 48: 117-174.
- Brand, D., Kehoe, P., Connors, M. 1986. Coniferous afforestation leads to soil acidification in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 16:1389-1391.
- Brandtberg, P.-O. 2001. Björk istället för vitaliseringsgödsling. *Fakta Skog Nr 8* 2001. 4 sid.
- Bray, J.R., Gorham, E. 1964. Litter production in forests of the world. *Advances in ecology Research* 2: 101-157.

- Bredemeier, M., Matzner, E., Ulrich, B. 1990. Internal and external proton load to forest soils in northern Germany. *Journal of Environmental Quality* 19: 469-477.
- Brown, A.H.F., Iles, M.A. 1991. Water chemistry profiles under four tree species at Gisburn, NW England. *Forestry* 64: 169-187.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Tyler, G. 1996. Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests-effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management* 88(3): 259-272.
- Bråkenhielm, S. 1977. Vegetation dynamics of afforested farmland in a district of South-eastern Sweden. *Acta Phytogeographica Suecica* 63. 106 sidor.
- Cannell, M.G.R. 1999. Environmental impacts of forest monocultures: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. *New Forests* 17: 239-262.
- Cappellato, R., Peters, N.E., Ragsdale, H.L. 1993. Acidic atmospheric deposition and canopy interactions of adjacent deciduous and coniferous forests in the Georgia Piedmont. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 114-124.
- Chandler, R.F. 1939. The calcium content of the foliage of forest trees. Cornell Univ. Agric. Exp. Stn. Mem. No 228. 15 pp.
- Chodak, M. 2002. Chemical and biological characteristics of organic layers under spruce and beech stands. *Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen, Reihe A, Band 180*. 91 pp.
- Christiansen, J.R., Elberling, B., Jansson, P.-E. 2006. Modelling water balance and nitrate leaching in temperate Norway spruce and beech forests located on the same soil type with the CoupModel. *Forest Ecology and Management* 237: 545-556.
- Cole, D.W., Rapp, M. 1980. Elemental cycling in forest ecosystems. In: Reichle, D.E. (Ed.): *Dynamics of Forest Ecosystems*. Cambridge University Press. Pp. 341-409.
- Dakora, F.D., Phillips, D.A. 2002. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Plant and Soil* 245: 35-47.
- Dambrine, E., Pollier, B., Poszwa, A., Ranger, J., Probst, A., Viville, D., Biron, P., Granier, A. 1998. Evidence of current soil acidification in spruce stands in the Vosges Mountains, north-eastern France. *Water, Air and Soil Pollution* 105: 43-52.
- Derome, J., Kukkola, M., Mälkönen, E. 1986. Forest liming on mineral soils. Results of Finnish experiments. *SNV Report 3084*. 107 pp.
- Dokuchaev, V.V. 1883. Russian Chernozem. In: *Selected Works of V.V. Dokuchaev*, Vol. 1, p. 14-419. Moscow, 1948. Israel Program for Scientific Translations Ltd. (for USDA-NSF), S. Monson, Jerusalem, 1967.
- Drohan, J.R., Sharpe, W.E. 1997. Long-term changes in forest soil acidity in Pennsylvania, U.S.A. *Water, Air, and Soil Poll.* 95: 299-311.
- Ebermayer, E. 1876. *Die gesamte Lehre der Waldstreu mit Rücksicht auf die Chemische Statik des Waldbaues*. Berlin.

- Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslien, J., Westling, O., Örlander, G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen Rapport 1/1998. 170 sid.
- Elfving, B., & Tegnhammar, L. 1996. Trends of growth in Swedish forests 1953-1992: an analysis based on sample trees from National forest inventory. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 26-37.
- Engblom, E., Lingdell, P.-E. 1991. Försurning och bottenfaunaförändringar i Sverige. *Vatten* 47: 348-351.
- Entry, J.A., Backman, C.B. 1995. Influence of carbon and nitrogen on cellulose and lignin degradation in forest soils. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 1231-1236.
- Eriksson, E., Karlton, E., Lundmark, J.-E. 1992. Acidification of forest soils in Sweden. *Ambio* 21: 150-154.
- Eriksson, H., Johansson, U. 1993. Yields of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in two consecutive rotations in southwestern Sweden. *Plant and Soil* 154: 239-247.
- Eriksson, H.M., Rosén, K. 1994. Nutrient distribution in a Swedish tree species experiment. *Plant and Soil* 164: 51-59.
- Eriksson, H.M., Alriksson, A. 1998. Om hur trädslaget påverkar tillståndet i våra marker – en utvärdering av Ståndortskarteringsmaterialet. I: Olsson, M. (Red.): *Markdagen 1998 – forskningsnytt om mark. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära* Nr 79: 87-99.
- Eriksson, J. 1993. En utvärdering av tänkbara vitaliseringsmedel för skogsmark. Naturvårdsverket, Rapport 4201. 100 sid.
- Falkengren-Grerup, U. 1987. Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. *Environmental Pollution* 43: 79-90.
- Falkengren-Grerup, U. 1989. Soil acidification and its impact on ground vegetation. *Ambio* 18: 179-183.
- Falkengren-Grerup, U., 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: 495-501.
- Falkengren-Grerup, U., Tyler, G. 1993. Experimental evidence for the relative sensitivity of deciduous forest plants to high soil acidity. *Forest Ecology and Management* 60: 311-326.
- 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.
- Flower-Ellis, J.G.K. 1985. Litterfall in an age series of Scots pine stands: Summary of results for the period 1973-1983.. Institutionen för ekologi och miljövärd, Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 19: 75-94.
- Fox, T.R., Comerford, N.B. 1990. Low-molecular weight organic acids in selected forest soils of the southeastern USA. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1139-1144.

- Fowler, D., Cape, J.N., Unsworth, M.H. 1989. Deposition of atmospheric pollutants in forests. *Philosophical Transaction of the Royal Society of London* 324: 247-265.
- Gallet, C., Lebreton, P. 1995. Evolution of phenolic patterns in plants and associated litters and humus of a mountain forest ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry* 27: 157-165.
- Gholz, H.L., Wedin, D.A., Smitherman, S.M., Harmon, M.E., Parton, W.J. 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6: 751-765.
- Gobran, G.R., Clegg, S., Courchesne, F., van Breemen, N. 1998. Rhizospheric processes influencing the biogeochemistry of forest ecosystems. *Biogeochemistry* 42: 107-120.
- Gosz, J.G., Likens, G.E. and Bormann, F.H. 1972. Nutrient content of litter fall on the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Ecology* 53:769-784.
- Gower, S.T., Son, Y. 1992. Differences in soil and leaf litterfall nitrogen dynamics for five forest plantations. *Soil Science Society of America Journal* 56: 1959-1966.
- Grayston, S.J., Vaughan, D., Jones, D. 1996. Rhizosphere carbon flow in trees, in comparison with annual plants: the importance of root exudation and its impact on microbial activity and nutrient availability. *Applied Soil Ecology* 5: 29-56.
- Grenzius, R. 1984. Starke Versauerung der Waldböden Berlins. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 103: 131-139.
- Grip, H., Rodhe, A. 1994. Vattnets väg från regn till bäck. Hallgren & Fallgren, Uppsala. 155 sid.
- Gustafsson, J.P., Jacks, G., Stegmann, B., Ross, H.B. 1993. Soil acidity and adsorbed anions in Swedish forest soils- long-term changes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 47: 103-115.
- Gärdenfors, U., Waldén, H.W., Wäreborn, I. 1996. Försurningseffekter på skogslevande snäckor. Återinventeringar, försökskalkningar, mark- och skalkemi. Naturvårdsverket Rapport 4605. 144 sid.
- Hagen-Thorn, A., Callesen, I., Armolaitis, K., Nihlgård, B. 2004. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecology and Management* 195: 373-384.
- 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.
- Hallbäcken, 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.

- Hallbäcken, L., Zhang, L. 1998. Effects of experimental acidification, nitrogen addition and liming on ground vegetation in a mature stand of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in SE Sweden. *Forest Ecology and Management* 108: 201-213.
- Hansen, K. (Ed.). 2003. Näringsstofkredsløb i skove – Ionbalanceprojektet. *Forest & Landscape Research* No 33. 300 sid.
- Hansson, K. 2004. Bok- och grankonkurrens i Sydsverige – markegenskaper och naturlig föryngring. Institutionen för skoglig marklära, SLU. Examensarbete nr 10. 21 sid.
- Harris, M.M., Safford, L.O. 1996. Effect of season and four tree species on soluble carbon content in fresh and decomposing litter of temperate forests. *Soil Science* 161: 130-135.
- Havas, M., Rosseland, B.O. 1995. Response of zooplankton, benthos, and fish to acidification: an overview. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 51-62.
- Helal, H.M., Sauerbeck, D. 1986. Effect of plant roots on carbon metabolism of soil microbial biomass. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149: 181-188.
- Hesselman, H. 1926. Studier over barrskogens humustäcke, dess egenskaper och beroende av skogsvården. *Medd. Statens skogsförsöksanstalt*, Häfte 22, nr 5.
- Hongve, D., van Hees, P.A.W., Lundström, U. 2000. Dissolved components in precipitation water percolated through forest litter. *European Journal of Soil Science* 51: 667-677.
- Horntvedt, R., Dollar, G.J., Joranger, E. 1980. Effects of acid precipitation on soil and forest 2. Atmosphere-vegetation interaction. In: Tollan, A., Drablös, D. (Eds.). *Ecological Impact of Acid Precipitation*, SNSF-project:192-193. Oslo-Ås, Norway.
- Houle, D., Ouimet, R., Paquin, R., Laflamme, J.-G. 1999. Interactions of atmospheric deposition with a mixed hardwood and a coniferous forest canopy at the Lake Clair Watershed (Duchesnay, Quebec). *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1944-1957.
- Huhta, V. 1979. Effects of liming and deciduous litter on earthworm (*Lumbricidae*) populations of a spruce forest, with an inoculation experiment on *Allolobophora caliginosa*. *Pedobiologia* 19: 340-345.
- Jacks, G. 1991. Markförsurning och kopplingen till ytvattenkvalitet. *Vatten* 47: 339-341.
- Jacks, G. 1992. Acidification of soil and water below the highest Holocene shoreline on Södertörn, central eastern Sweden. *Sveriges Geologiska Undersökning, Ser. Ca* 81: 145-148.
- Jackson, R.B., Jobbágy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barrett, D.J., Cook, C.W., Farley, K.A., Le Maitre, D.C., McCarl, B.A., Murray, B.C. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310: 1944-1947.

- Johansson, M.-B. 1986. Chemical composition and decomposition pattern of leaf litters from forest trees in Sweden with special reference to methodological aspects and site properties. *Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära*. Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 56.
- Johansson, M.-B. 1988. Trädslagets inverkan på markens ytskikt vad gäller tillförsel och mineralisering av växtnäring. – En jämförelse mellan gran- och tallbestånd samt mellan gran- och björkbestånd uppvuxna på primärt lika ståndort. Slutredogörelse till SJFR (Projekt S91:3).
- Johansson, M.-B. 1994. Decomposition rates of Scots pine needle litter related to site properties, litter quality, and climate. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 1771-1781.
- Johansson, M.-B. 1995. The chemical composition of needle and leaf litter from Scots pine, Norway spruce and white birch in Scandinavian forests. *Forestry* 68(1): 49-62.
- Johansson, M.-B., Berg, B., Meentemeyer, V. 1995. Litter mass-loss rates in late stages of decomposition in a climate transect of pine forests – long-term decomposition in a Scots pine forest. IX. *Canadian Journal of Botany* 73: 1509-1521.
- Johansson, M.-B., Nilsson, T., Olsson, M. 1999. Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering. Skogsstyrelsen Rapport 1999:1. 168 sid.
- Johnson, A.H., Andersen, S.B., Siccama, T.G. 1994. Acid rain and soils of the Adirondacks. I. Changes in pH and available calcium. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 193-198.
- Jönsson, U., Rosengren, U., Thelin, G., Nihlgård, B. 2003. Acidification-induced chemical changes in coniferous forest soils in southern Sweden 1988-1999. *Environmental Pollution* 123: 75-83.
- Karlton, E. 1997. Markkemiska analyser inom Ståndortskarteringen: metodbeskrivningar. Institutionen för skoglig marklära, SLU. 17 sid. <http://www-sml.slu.se/sk/analyinf.pdf>.
- Kimmins, J.P., Binkley, D., Chatarpaul, L., de Catanzaro, J. 1985. Biogeochemistry of temperate forest ecosystems: literature on inventories and dynamics of biomass and nutrients. Canadian Forestry Service, Petawawa National Forestry Institute, Information Report PI-X-47E/F. 227 pp.
- Kjøller, C., Postma, D., Larsen, F. 2004. Groundwater acidification and the mobilization of trace metals in a sandy aquifer. *Environmental Science & Technology* 38: 2829-2835.
- Kjønaas, O.J., Strand, L.T., Skre, O., Børja, I., Clarke, N., Lange, H., de Wit, H.A., Majdi, H., Eldhuset, T.D. 2006. Carbon and nitrogen pools in a Norway spruce chronosequence in SE Norway. (In. prep.).
- Klimo, E., Materna, J., Lochman, V., Kulhavý, J. 2006. Forest soil acidification in the Czech Republic. *Journal of Forest Science* 52 (Special Issue): 14-22.

- Koo, B.J., Adriano, D.C., Bolan, N.S., Barton, C.D. 2005. Root exudates and microorganisms. In: Hillel, D. (Ed.): Encyclopedia of soils in the environment. Elsevier, Oxford. Pp: 421-428.
- Kramer, P.J. and Kozlowski, T.T. 1979. Physiology of Woody Plants. Academic Press, New York. 811 pp.
- Kuylenstierna, J.C.I., Chadwick, M.J. 1991. Increases in soil acidity in North-West Wales between 1957 and 1990. *Ambio* 20: 118-119.
- Lawrence, G.B., David, M.B., Bailey, S.W., Shortle, W.C. 1997. Assessment of soil calcium status in red spruce forests in the northeastern United States. *Biogeochemistry* 38: 19-39.
- Liljelund, L.-E., Nilsson, I., Andersson, I. 1986. Trädslagets betydelse för mark och vatten. En litteraturstudie med speciell referens till luftföroreningar och försurning. Naturvårdsverket, Rapport 3182.
- Lind, B.B., Lundin, L. 1990. Saturated hydraulic conductivity of Scandinavian tills. *Nordic Hydrology* 21: 107-118.
- Lundin, L. 1982. Mark- och grundvatten i moränmark och marktypens betydelse för avrinningen. Naturgeografiska inst., Uppsala universitet, UNGI Rapport nr 56. 216 sid.
- Lundmark, J.-E. 1986. Skogsmarkens ekologi – ståndortsanpassat skogsbruk, del 1 – Grunder. Skogsstyrelsen, Jönköping. 158 sid.
- Lundmark, J.-E. 1988. Skogsmarkens ekologi – ståndortsanpassat skogsbruk, del 2 – Tillämpning. Skogsstyrelsen, Jönköping. 319 sid.
- Lundmark, J.-E., Johansson, M.-B. 1986. Markmiljön i gran- och björkbestånd. Sveriges Skogsvårdsförbund Tidskrift 2:31-37.
- Mardulyn, P., Godden, B., Amiano Echezarreta, P., Penninck, M., Gruber, W., Herbauts, J. 1993. Changes in humus microbiological activity induced by the substitution of the natural beech forest by Norway spruce in the Belgian Ardennes. *Forest Ecology and Management* 59: 15-27.
- Mattson, S., Koutler-Andersson, E. 1941. The acid-base condition in vegetation, litter and humus: II. Acids, acidoids and bases in relation to soil types. *Kungl. Lantbrukshögskolans annaler* 9: 27-37.
- McTiernan, K.B., Couteaux, M.M., Berg, B., Berg, M.P., de Anta, R.C., Gallardo, A., Kratz, W., Piussi, P., Remacle, J., De Santo, A.V. 2003. Changes in chemical composition of *Pinus sylvestris* needle litter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. *Soil Biology & Biochemistry* 35: 801-812.
- Miehlich, G. 1971. Einfluss des Fichtenreinbaues auf Grobporenverteilung, pH-Wert, Humus und Nährelement-gehalte eines Lösslehm-Pseudogleys. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 90: 301-318.
- Mikola, P. 1954. Experiments on the rate of decomposition of forest litter. (In Finnish, with English summary). *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 43(1): 1-50.
- Mikola, P. 1985. The effect of tree species on the biological properties of forest soils. Naturvårdsverket, Rapport 3017. 29 sid.

- Mork, E. 1942. Om strofallet i våre skoger. Meddelelser fra det Norske Skogsforsøksvesen 8(29):297-365.
- Müller, P.E. 1887. Studien über die natürlichen Humusformen und deren Einwirkung auf Vegetation und Boden. Berlin.
- Mäлкönen, E. 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 84(5): 87 pp.
- Neary, A.J., Gizyn, W.I. 1994. Throughfall and stemflow chemistry under deciduous and coniferous forest canopies in south-central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 1089-1100.
- Nêmec, A., Kvpil, K. 1924. Biochemische Studien über die Azidität der Waldböden. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* 56.
- Nihlgård, B. 1969. The microclimate in a beech and a spruce forest – a comparative study from Kongalund, Scania, Sweden. *Botaniska Notiser* 122: 333-352.
- Nihlgård, B. 1970. Precipitation, its chemical composition and effect on soil water in beech and a spruce forest in south Sweden. *Oikos* 21: 208-217.
- Nihlgård, B. 1971. Pedological influence of spruce planted on former beech forest soils in Scania, south Sweden. *Oikos* 22: 302-314.
- Nilsen, P. 1994. Konsekvenser av ulike tiltak mot forsuring av skog. Rapport fra Skogforsk 14/94: 1-32.
- Nilsen, P. 1998. Næringsmangel - vitaliseringsgjødsling. I: Woxholtt, S. (Red.): Kontaktkonferanse skogbruk - skogforskning. Elverum 5. og 6 november 1997. *Aktuelt fra skogforskningen* 1/98: 24-26.
- Nilsson, S.I. 1985. Why is lake Gårdsjön acid? An evaluation of processes contributing to soil and water acidification. *Ecological Bulletins* 37: 311-318.
- Nilsson, S.I. 1988. Acidity in Swedish forest soils – regional patterns and implications for forest liming. *Scandinavian Journal of Forest Research* 4: 417-424.
- Nohrstedt, H.-Ö. (Red.). 1998. Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Naturvårdsverket, Rapport 4820. 119 sid.
- Nordborg, F., Olsson, S. 1999. Changes in soil mineralogy and exchangeable cation pools in stands of Norway spruce planted on former pasture land. *Plant and Soil* 207: 219-229.
- Nordén, U. 1992. Soil acidification and element fluxes as related to tree species in deciduous forests of south Sweden. Dissert. Växtekologiska institutionen, Lunds Universitet. 104 sid.
- Nygaard, P.H., Abrahamsen, G. 1991. Effects of long-term artificial acidification on the ground vegetation and soil in a 100 year-old stand of Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Plant Soil* 131: 151-160.
- Nykvist, N. 1959. Leaching and decomposition of litter II. Experiments on litter of *Pinus silvestris*. *Oikos* 10:2. 212-224.

- Nykvist, N. 1961. Björken som markförbättrare. En jämförelse mellan björkförna och granförna. Svenska Skogsvårdsförbund. Tidskr. 59: 227-238.
- Nykvist, N. 1963. Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. *Studia Forestalia Suecica* 3: 1-31.
- Oostra, S., Majdi, H., Olsson, M. 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. In: Oostra, S.: Om lunden – bidrag till kännedomen om begreppet lund och om lunden som företeelse. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*, Doctoral Thesis No. 2006:25. 18 pp.
- Oulehle, F., Hruška, J. 2005. Tree species (*Picea abies* and *Fagus sylvatica*) effects on soil water acidification and aluminium chemistry at sites subjected to long-term acidification in the Ore Mts., Czech Republic. *Journal of Inorganic Biochemistry* 99: 1822-1829.
- Oulehle, F., Hruška, J., Hofmeister, J. 2005. The influence of tree species on long-term forest soil acidification. Conference abstract from Acid Rain, 7th International Conference on Acid Deposition, Prague, June 12-17, 2005. Session 9: Biogeochemical Cycles: 354.
- Ovington, J.D. 1953. Studies of the development of woodland conditions under different trees. Part I. Soil pH. *Journal of Ecology* 41: 13-44.
- Ovington, J.D. 1956. Studies of the development of woodland conditions under different trees. IV. The ignition loss, water, carbon and nitrogen content of the mineral soil. *Journal of Ecology* 44: 171-179.
- Ovington, J.D. 1958a. Studies of the development of woodland conditions under different trees. VI. Soil sodium, potassium and phosphorus. *Journal of Ecology* 46: 127-142.
- Ovington, J.D. 1958b. Studies of the development of woodland conditions under different trees. VII. Soil calcium and magnesium. *Journal of Ecology* 46: 391-405.
- Ovington, J.D., Madgwick, H.A.I. 1957. Afforestation and soil reaction. *Journal of Soil Science* 8: 141-149.
- Pajuste, K., Frey, J., Asi, E. 2006. Interactions of atmospheric deposition with coniferous canopies in Estonia. *Environmental Monitoring and Assessment* 112: 177-196.
- Parker, G.G. 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. *Advances in Ecological Research* 13: 58-133.
- Paterson, E. 2003. Importance of rhizodeposition in the coupling of plant and microbial productivity. *European Journal of Soil Science* 54: 741-750.
- Pedersen, L.B., Bille-Hansen, J. 1999. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, sitka spruce and beech stands in Denmark. *Forest Ecology and Management* 114: 55-70.
- Persson, H. and Hytteborn, H. 1975. Studies on the productivity of changeable deciduous forest and shrubland ecosystems. Mimeographed paper presented at the 12th Int. Bot. Congr., Leningrad 1975, 11 pp.

- Phillips, R.P., Fahey, T.J. 2006. Tree species and mycorrhizal associations influence the magnitude of rhizosphere effects. *Ecology* 87: 1302-1313.
- Pleijel, H., Bråkenhielm, S., Ericsson, L., Finlay, R., Hallingbäck, T., Lundkvist, H., Taylor, A. 2001. Effekter på biologisk mångfald av markförsurning och motåtgärder. Skogsstyrelsen Rapport 11C/2001. 69 sid.
- Plice, M.J. 1934. Acidity, antacid buffering, and nutrient content of forest litter in relation to humus and soil. Cornell University, Agricultural Experiment Station, Memoir 166. 3? Pp.
- Preston, C.M., Trofymow, J.A., the Canadian Intersite Decomposition Experiment Working Group. 2000. Variability in litter quality and its relationship to litter decay in Canadian forests. *Canadian Journal of Botany* 78: 1269-1287.
- Priha, O. 1999. Microbial activities in soils under Scots pine, Norway spruce and silver birch. Academic dissertation. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 731. 50 pp.
- Priha, O., Smolander, A., 1997. Microbial biomass and activity in soil and litter under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at originally similar field afforestation sites. *Biology and Fertility of Soils* 24: 45-51.
- Priha, O., Smolander, A., 1999. Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Soil Biology & Biochemistry* 31: 965-977.
- Puhe, J. 2003. Growth and development of the root system of Norway spruce (*Picea abies*) in forest stands – a review. *Forest Ecology and Management* 175: 253-273.
- Ramann, E. 1911. *Bodenkunde*. 3:e uppl. Springer, Berlin. 619 s.
- Ranger, J., Nys, C. 1994. The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development: an analytical and experimental approach. *European Journal of Soil Science* 45: 193-204.
- Raulund-Rasmussen, K., Vejre, H. 1995. Effect of tree species and soil properties on nutrient immobilization in the forest floor. *Plant and Soil* 168-169: 345-352.
- Raulund-Rasmussen, K., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B., Olsson, M. 1998. Effects of natural organic soil solutes on weathering rates of minerals. *European Journal of Soil Science* 49: 397-406.
- Raunkiær, C. 1922. Forskellige vegetationstypers forskellige indflydelse paa jordbundens surhedsgrad (brintionkoncentration). Det Kgl. Danske Videnskabernes Selskab. *Biologiske Meddelelser* 3(10): 1-74.
- Reich, P.B., Olesyn, J., Modrzyński, J., Mrozinski, P., Hobbie, S.E., Eissenstat, D.M., Chorover, J., Chadwick, O.A., Hale, C.M., Tjoelker, M.G. 2005. Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters* 8: 811-818.
- Robertson, S.M.C., Hornung, M., Kennedy, V.H. 2000. Water chemistry of throughfall and soil water under four tree species at Gisburn, northwest England, before and after felling. *Forest Ecology and Management* 129: 101-117.

- Rodin, L.E., Bazilevich, N.I. 1967. Production and mineral cycling in terrestrial vegetation. Oliver and Boyd, London. 288 pp.
- Rosengren, U., Stjernquist, I. 2004. Gå på djupet! Om rotdjupet och rotproduktion i olika skogstyper. SUFOR, Lund. ISBN 91-576-6617-2. 55 sid.
- Rothe, A. 1997. Einfluss des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald. Forstliche Forschungsberichte München, Nr 163. 174 pp.
- Rothe, A., Huber, C., Kreutzer, K., Weis, W. 2002. Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil* 240: 33-45.
- Rusek, J., Marshall, V.G. 2000. Impacts of airborne pollutants on soil fauna. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 395-423.
- Saetre, P. 1998. Decomposition, microbial community structure, and earthworm effects along a birch-spruce soil gradient. *Ecology* 79: 834-846.
- Saetre, P. 1999. Spatial patterns of ground vegetation and soil microbial biomass and activity in a mixed spruce-birch stand. *Ecography* 22: 183-192.
- Saetre, P., Sturesson Saetre, L., Brandtberg, P.-O., Lundkvist, H., Bengtsson, J. 1997. Ground vegetation composition and heterogeneity in pure Norway spruce and mixed Norway spruce/birch stands. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 2034-2042.
- Saetre, P., Brandtberg, P.-O., Lundkvist, H., Bengtsson, J. 1999. Soil organisms and carbon, nitrogen and phosphorus mineralisation in Norway spruce and mixed Norway spruce – birch stands. *Biology Fertility Soils* 28: 382-388.
- Sariyildiz, T., Anderson, J.M., Kucuk, M. 2005. Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1695-1706.
- Scheu, S., Albers, D., Alphei, J., Buryr, R., Klages, U., Migge, S., Platner, C., Salamon, J.-A. 2003. The soil fauna community in pure and mixed stands of beech and spruce of different age: trophic structure and structuring forces. *Oikos* 101: 225-238.
- Sikström, U., Albrektsson, A., Näsholm, T., Bergh, J. 2001. Effekter på skogsproduktion av markförsurning och motåtgärder. Skogsstyrelsen Rapport nr 11F/2001. 44 sid.
- Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. *Acta Forestalia Fennica* 62: 1-408.
- Smith, W.H. 1976. Character and significance of forest tree root exudates. *Ecology* 57: 324-331.
- Smolander, A., Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 651-660.
- Smolander, A., Lojonen, J., Suominen, K., Kitunen, V. 2005. Organic matter characteristics and C and N transformations in the humus layer under two

- tree species, *Betula pendula* and *Picea abies*. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1309-1318.
- Sohet, K., Herbauts, J., Gruber, W. 1988. Changes caused by Norway spruce in an ochreous brown earth, assessed by the isoquartz method. *Journal of Soil Science* 39: 549-561.
- Spiecker, H. Mielikäinen, K., Köhl, M., Skovsgaard, J. 1996. Growth trends in European forests. Studies from 12 countries. European Forest Institute Research Report No. 5. Springer-Verlag, Berlin. 372 sid.
- StAAF, H., Persson, T., Bertills, U. (Red.). 1996. Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket Rapport 4559. 290 sid.
- Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Söderberg, G. 1996. Gran på åker – inverkan på markegenskaper. Examensarbete, institutionen för skoglig marklära, SLU. 32 sid.
- Tamm, O. 1920. Markstudier i det nordsvenska barrskogsområdet. Meddelanden från Statens Skogsförsöksanstalt 17.
- Taylor, B.R., Parkinson, D., Parsons, W.F.J. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70: 97-104.
- Torstensson, P., Liljelund, L.E. 1989. Flora- och faunaförändringar i terrestra miljöer - orsakade av luftföroreningar och försurning. En litteraturstudie. Naturvårdsverket Rapport 3604. 91 sid.
- Troedsson, T. 1983. Will it be possible to prevent further acidification of forest soils by planting broadleaved trees? I: Ecological effects of acid deposition. Naturvårdsverket PM 1636.
- Troedsson, T., Nilsson, Å. 1984. pH in Swedish forest soils. Naturvårdsverket Rapport PM 1853.
- Ulrich, B. 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents. In: Ulrich, B. & Pankrath, J.: Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. D. Reidel, Boston. pp: 33-45.
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. *Soil Science* 130: 193-199.
- Valmari, J. 1921. Beiträge zur chemischen Bodenanalyse. *Acta Forestalia Fennica* 20.
- van Breemen, N., Mulder, J., Driscoll, C.T. 1983. Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil* 75: 283-308.
- van Breemen, N., Driscoll, C.T., Mulder, J. 1984. Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 307: 599-604.
- Vesterdal, L. 1999. Influence of soil type on mass loss and nutrient release from decomposing foliage litter of beech and Norway spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 95-105.

- Viro, P. 1955. Investigations on forest litter. *Commun. Inst. For. Fenn.* 45(6): 1-65.
- Wallrup, E., Saetre, P., Rydin, H. 2006. Deciduous trees affect small-scale floristic diversity and tree regeneration in conifer forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 399-404.
- Wardle, D.A. 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biological Reviews* 67: 321-358.
- Wesselink, L.G., Meiwes, K.J., Matzner, E., 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.
- Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37: 701-708.

Bilaga 1. Beskrivning av de variabler som använts i föreliggande rapport.

Variabelkod	Variabel	Klasser	Klassdefinition
NORDK	Nordkoordinat (Rikets nät)	-	
LAT	Latitud	-	
OSTK	Ostkoordinat (Rikets nät)	-	
LONG	Longitud	-	
HOJDOH	Höjd över havet (m)		
TEMPSUM	Temperatursumma		
HUMID	Humiditet (mm) = Nederbörd – potentiell avdunstning under vegetationsperioden	< -50 -50 – 0 0 - 50 50 – 100 100 – 150 > 150	Mycket sommartorr klimatregion Sommartorr klimatregion Svagt humid klimatregion Normalhumid klimatregion Starkt humid klimatregion Mycket starkt humid klimatregion
GRAN	Andel gran i tiondelar	0-10	
TALL	Andel tall i tiondelar	0-10	
BJORK	Andelen björk i tiondelar	0-10	
ASP	Andelen i asp i tiondelar	0-10	
OLOV	Andelen övrigt löv i tiondel	0-10	
BESTALD	Beståndsålder	0-40 45-155 175	0,1,2, ..., 40 år 45: 41-50 år osv. till 155: 151-160 år > 160 år
HUKLASS	Huggningsklass	11 21 22-23 31-34 41-42	Kalmark Plantskog Ungskog Gallringsskog Slutavverkningsskog
FUKTIGH	Markfuktighet	1 2 3 4 5	Torr mark, grv.ytan ligger djupare än 2 m Frisk mark, grv.ytan på 1- 2 m djup Frisk-fuktig mark, grv.ytan på < 1 meters djup Fuktig mark, grv.ytan på < 1m djup, synlig i markerade svackor Blöt mark, grundvattnet bildar permanenta vattensamlingar i markytan
TOPBEL	Topografisk belägenhet	1 2 3 4	Krön Sluttning > 4:20 Plan mark <4:20 Dal

Bilaga 1. (forts.).

Variabelkod	Variabel	Klasser	Klassdefinition
LUTNING	Markens lutning på 20 m (slutningens lutningsgrad)	1 2 4 7 10 11	1 m – 2 m 2.1 – 4 m 4.1 – 7 m 7.1 – 10 m 10.1 - m
RORLMVA	Rörligt markvatten	1 2 3	Sällan/saknas Ingående definition ges på: http://www-markinfo.slu.se/sve/mark/markvatt.html Kortare perioder Längre perioder
VEGTYP	Markvegetationstyp	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16	Höga örter utan ris Höga örter med ris (blåbär) Höga örter med ris (lingon) Låga örter utan ris Låga örter med ris (blåbär) Låga örter med ris (lingon) Utan fältskikt Breda gräs Smala gräs Hög starr Låg starr Fräken Blåbär Lingon Kråkbär/ljung Fattigris
BOTTENS	Bottenskiktstyp	1 2 3 4 5 6	Lavtyp Lavrik vitmosstyp Lavrik typ Vitmosstyp Summosstyp Friskmosstyp
JORDDJU	Jorddjup	1 2 3 4	Mäktigt, genomsnittligt jorddjup > 70 cm Tämligen grunt, genomsnittligt jorddjup 20-70 cm Grunt, genomsnittligt jorddjup < 20 cm Mkt varierande
JORDART	Jordart	1 2 3 4 5	Sediment med hög sorteringsgrad Sediment med låg sorteringsgrad Morän Häll Torv

Bilaga 1. (forts.).

Variabelkod	Variabel	Klasser	Klassdefinition
TEXTUR	Jordartens textur	0	Block i gropen
		1	Klapper och sten / blockig och stenig morän
		2	Grus / grusig morän
		3	Grovsand / sandig morän
		4	Mellansand / sandig-moig morän
		5	Grovmo / sandig-moig morän
		6	Finmo / moig morän
		7	Mjåla / mjålig morän
		8	Lera / lerig morän
		9	Torv
JORDMAN	Jordmånstyp	1	Kulturjordmån, med utbildad B-horisont
		2	Brunjord, med utbildad B-horisont
		3	Övergångstyp, med utbildad B-horisont
		4	Järnpodsol, med utbildad B-horisont
		5	Järnhumuspodsol, med utbildad B-horisont
		6	Humuspodsol, med utbildad B-horisont
		7	Sumpjordmån, utan utbildad B-horisont
		8	Utan utbildad B-horisont, p.g.a. tät jordart
		9	Utan utbildad B-horisont, p.g.a. grov jordart
		10	Blockmark
		11	Lithosol
		12	Störd jordmån
H_FORM	Humusform	0	Humuslager saknas (< 0.5 cm)
		1	Mår, typ 1, Of utgör > 50 % av humuslagrets tjocklek
		2	Mår, typ 2, 25 % ≤Of ≤50 % av - " - - " -
		3	Moder, Oh ≥75 % av humuslagrets tjocklek
		4	Mulliknande moder, definition se: http://www-markinfo.slu.se/sve/mark/humus/skhum1.html
		5	Mull - " -
		6	Torvartad mår - " -
		7	Torv, den organiska horisonten ≥30.5 cm
H_TJOCK	Humustäckets tjocklek	00-99	<0,5 cm - ≥98,5 cm

Bilaga 2. pH-värden i marken på olika nivåer vid jämförelser mellan lövbestånd och barrbestånd.

Trädslag	Lokal, beståndsålder, marktyp	Skikt / Nivå	pH-H ₂ O	ΔpH	Referens
Gran Bok	Medel av 23 lokaler i Skåne, med intilliggande gran- och bokbestånd	0-5 cm	4.00	-0.50	Nihlgård (1971)
			4.47		
Gran Bok	- " -	5-10 cm	3.93	-0.44	- " -
			4.36		
Gran Bok	- " -	45-50 cm	4.36	-0.24	- " -
			4.58		
Gran Björk	Skirö, Småland, 22 år,	0-4 cm	4.40	-0.66	Bråkenhielm (1977)
			5.06		
Gran Björk	Skirö, Småland, 22 år,	6-10 cm	4.67	-0.47	Bråkenhielm (1977)
			5.14		
Gran Björk	Skirö, Småland, 22 år,	B-horisont	4.83	0.00	Bråkenhielm (1977)
			4.83		
Gran Björk	Skirö, Småland, 22 år,	C-horisont	4.95	+0.0 8	Bråkenhielm (1977)
			4.87		
Gran Björk	Tönnersjöheden, S. Halland, 62-63 år, sandig-moig morän	Humuslager	3.8	-0.4	Lundmark & Johansson (1985)
			4.2		
Gran Björk	- " -	E-horisont (blekjord)	3.9	-0.4	- " -
			4.3		
Gran Björk	- " -	B-horisont	4.2	-0.4	- " -
			4.6		
Gran Björk	- " -	C-horisont	4.9	-0.1	- " -
			5.0		
Gran Björk	Enögla, 55 år, grusig-moig morän	Humuslager	5.2	-0.5	Liljelund m.fl. (1986)
			5.7		
Gran Björk	- " -	Mineraljord 0-5 cm	5.2	-0.5	- " -
			5.7		
Gran Björk	Hallsta, 28 år, mo	Humuslager	3.9	-0.3	- " -
			4.2		
Gran Björk	- " -	Mineraljord 0-5 cm	3.8	-0.4	- " -
			4.2		
Gran Björk	Skuggbo, 33 år, mjällig morän	Humuslager	4.2	-0.5	- " -
			4.7		
Gran Björk	Skuggbo, 33 år, mjällig morän	Mineraljord 0-5 cm	4.1	-0.4	- " -
			4.5		
Gran Björk	Strömsberg, 75 år, sand	Humuslager	3.9	-0.3	- " -
			4.2		
Gran Björk	Strömsberg, 75 år, sand	Mineraljord 0-5 cm	4.0	-0.8	- " -
			4.8		
Gran Björk	Tönnersjöheden, S. Halland, sandig-moig morän	Humuslager	3.8	-0.5	- " -
			4.3		
Gran Björk	- " -	Humusbl. mineraljord	3.7	-0.4	- " -
			4.1		
Gran Björk	- " -	E-horisont (blekjord)	3.9	-0.5	- " -
			4.4		

Trädslag	Lokal, beståndsålder, marktyp	Skikt / Nivå	pH-H ₂ O	ΔpH	Referens
Gran Björk	- " -	B-horisont	4.3 4.7	-0.4	Liljelund m.fl. (1986)
Gran Björk	Garpenberg, SO. Dalarna, sandig- moig morän	Humuslager	3.8 5.0	-1.2	- " -
Gran Björk	- " -	Humusbl. mineraljord	3.7 4.4	-0.7	- " -
Gran Björk	- " -	E-horisont A/E- horisont	4.2 4.5	-0.3	- " -
Gran Björk	- " -	B-horisont	4.5 4.8	-0.3	- " -
Gran Björk	Hjo, O. Västergötland, grovmo	Humuslager	4.2 5.4	-1.2	Liljelund m.fl. (1986)
Gran Björk	- " -	Humusbl. mineraljord	4.0 5.3	-1.3	- " -
Gran Björk	- " -	E-horisont A/E- horisont	4.0 4.9	-0.9	- " -
Gran Björk	- " -	B-horisont	4.4 5.1	-0.7	- " -
Gran Björk	Månkarbo, Uppland, kärrtorv	0-5 cm	5.3 5.9	-0.6	- " -
Gran Björk	- " -	5-10 cm	5.0 5.9	-0.9	- " -
Gran Björk	- " -	10-15 cm	5.3 6.0	-0.7	- " -
Gran Björk	- " -	15-20 cm	5.0 6.2	-1.2	- " -
Gran Bok Björk	Munkarp, Skåne, 48 år, 80-120 år, 20-40 år, sandig morän	0-5 cm	3.90 4.05 4.46	-0.15 -0.56	Bergkvist & Folkeson (1995)
Gran Bok Björk	- " -	40-50 cm	4.29 4.49 4.63	-0.20 -0.34	- " -
Gran Bok Björk	Nyhem, Skåne, 55 år, 70-110 år, 30-50 år, sandig morän	0-5 cm	3.82 4.03 4.28	-0.21 -0.46	- " -
Gran Bok Björk	- " -	40-50 cm	4.20 4.42 4.62	-0.22 -0.42	- " -

Av Skogsstyrelsen publicerade Rapporter:

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

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

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

Av Skogsstyrelsen publicerade Meddelanden:

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

Beställning av Rapporter och Meddelanden

Skogsstyrelsen,
Förlaget
551 83 JÖNKÖPING
Telefon: 036 – 15 55 92
vx 036 – 15 56 00
fax 036 – 19 06 22
e-post: sksforlag.order@skogsstyrelsen.se
www.skogsstyrelsen.se

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

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

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

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

Skogsstyrelsen är också utgivare av tidningen Skogseko.

Betydelsen av trädslagets effekt på marken har debatterats och under årens lopp har flera studier utförts som försökt belysa detta. I denna rapport belyses frågan genom analys av information från det stora datamaterial som insamlades från permanenta provytor under perioden 1993-2002 inom den riks-täckande inventering av skog och mark i Sverige som utfördes av Riksskogstaxeringen och Ståndortskarteringen.