

Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering



Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering

© Skogsstyrelsen februari 1999

Författare

Maj-Britt Johansson

Torbjörn Nilsson

Mats Olsson

Inst för skoglig marklära, SLU, Uppsala

Papper

brilliant copy

Tryck

SJV, Jönköping

Upplaga

350 ex

ISSN 1100-0295

BEST NR 1657

Skogsstyrelsens förlag
551 83 Jönköping

Skogsstyrelsens förord

Sedan 1989 har Skogsstyrelsen haft ett regeringsuppdrag att bedriva försöksverksamhet för att förbereda operativa åtgärder mot markförsurningen. Som ett led i detta arbete har en grupp forskare vid institutionen för skoglig marklära vid Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala, under ledning av professor Mats Olsson, tagit fram denna miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering.

MKB:n beskriver och värderar åtgärdsprogrammets miljöeffekter, men även effekterna av ett nollalternativ, d. v. s. att inte vidta kalkning eller vitalisering. De åsikter, slutsatser och resultat som presenteras i MKB:n svarar författarna själva för.

Skogsstyrelsen vill rikta ett varmt tack till författarna: tillförordnade professor Maj-Britt Johansson, fil. kand. Torbjörn Nilsson och professor Mats Olsson. Värdefulla synpunkter har framförts av professor Gunnar Abrahamsen, Norges lantbrukshögskola, professor Pekka Kauppi, Helsingfors universitet, Olle Westling, IVL och Skogsstyrelsens referensgrupp: länsjägmästare Jan Fransson, Skogsvårdsstyrelsen Västra Götaland, professor Jan-Erik Lundmark, AssiDomän, skogsvårdschef Ragnar Friberg, STORA, docent Hans-Örjan Nohrstedt, SkogForsk, professor Peringe Grennfelt, IVL, professor Tryggve Persson, SLU, marknadschef Lars Edner, Södra Skogsenergi AB, avdelningsdirektör Sune Sohlberg, Naturvårdsverket, professor Bengt Nihlgård, Lunds universitet och Per Petterson, Svenska Naturskyddsföreningen.

Jönköping i februari 1999

Martin Lindell
Enhetschef

Elisabet Rex
projektledare

Författarnas förord

Miljökonsekvensbeskrivningen av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering har tillkommit på beställning av Skogsstyrelsen. Arbetet har gemensamt genomförts av Maj-Britt Johansson, Torbjörn Nilsson och Mats Olsson, samtliga vid Institutionen för Skoglig marklära, SLU, Uppsala. Ett viktigt bidrag rörande effekterna av sur deposition, kväve och kalkning på svampar inklusive mykorrhiza har lämnats av Jan-Erik Nylund, Institutionen för skoglig mykologi och patologi, SLU. Data från den Skogliga ståndortskarteringen har bearbetats och lämnats av Evert Carlsson, Institutionen för Skoglig marklära vid SLU. Värdefulla redaktionella synpunkter har under arbetets gång kontinuerligt lämnats av Mikael Axelsson vid Skogsstyrelsen. Arbetet har granskats av professor Gunnar Abrahamsen, Norges lantbrukshögskola, professor Pekka Kauppi, Helsingfors universitet, samt professor Jan-Erik Lundmark, AssiDomän. Vidare har arbetet granskats av en speciell referensgrupp vid Skogsstyrelsen med företrädare för bl. a. Södra Skogsenergi AB, Skogforsk, STORA, SLU, IVL, Naturvårdsverket, samt Lunds universitet.

Uppsala, februari 1999

Innehåll

Sammanfattning	6
Förutsättningar	6
Markförsurning	6
Effekter av försurningen	7
Effekter av kalkning och vitalisering	8
Bedömningen av 0-alternativet, dvs ingen åtgärd	9
Alternativa åtgärder	10
Slutbedömning	10
1. Bakgrund och syfte	12
2. Förutsättningar: Skogsstyrelsens åtgärdsprogram	13
2.1 Marker som skall åtgärdas	13
2.2 Skogsmarkskalkning	13
2.3 Vitalisering	14
2.4 Åtgärdsplanering	15
3. Samråd och utomstående granskning	16
4. Definition av begreppet försurning	17
5. Orsaker till försurning	20
6. Försurningsläget i Sverige, särskilt inom projektets målområde	21
6.1 Underlagsmaterial	21
6.1.1 Skogsmarkens kemiska tillstånd	21
6.1.2 Årliga inventeringar av skogsskador	21
6.1.3 Nedfall av försurande luftföroreningar	22
6.2 Nedfall av försurande luftföroreningar	22
6.3 Skogsmarkens försurningssituation	23
6.3.1 pH-värdet	23
6.3.2 Förråden av baskatjoner och basmättnadsgraden	24
6.3.3 BC/Al-kvoterna	26
7. Effekter av försurningen på mark ekologiska processer	27
7.1 Nedbrytning och mineralisering av organiskt material	27
7.2 Vittring	28
7.2.1 Vittringsberäkningar	28
7.2.2 Effekter av försurning på vittring	31
7.3 Spårämnen	32
7.4 Fosfor	34

8. Effekter av försurningens på flora och fauna	36
8.1 Flora	36
8.1.1 Förändringar av den terrestra floran på grund av markförsurning	36
8.1.2 Förändringar av den terrestra floran på grund av ökat kvävenedfall	38
8.1.3 Effekter av försurning och ökad kvävedeposition på svampfloran	38
8.1.4 Akvatiska floran	41
8.2 Fauna	41
8.2.1 Terrestra faunan	41
8.2.2 Akvatiska faunan	43
9. Definition av åtgärderna kalkning och vitalisering mot försurning	44
9.1 Beskrivning av begreppen kalkmedel och vitaliseringsmedel	44
9.2 Gamla och nya studier av skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödsling	45
10. Effekter av kalkning och vitalisering på markprocesser	47
10.1 Markkemiska processer	47
10.1.1 pH	47
10.1.2 Utbytbar aciditet, baskatjoner och basmättnadsgrad	51
10.2 Nedbrytning och mineralisering av organiskt material	54
10.3 Vittring	56
10.4 Löslighet av spårämnen och tungmetaller	57
10.5 Effekter av kalkning och vitalisering på mykorrhizan	61
10.6 Kväveomsättningen och fosfortillgänglighet	63
10.7 Effekter på avgången av växthusgaser	64
11. Effekter av kalkning och vitalisering på flora och fauna	67
11.1 Flora	67
11.1.1 Effekter av kalkning	67
11.1.2 Effekter av vitaliseringsmedel	68
11.2 Fauna	70
11.2.1 Markdjur	70
11.2.2 Övriga landlevande djur	70
12. Effekter av kalkning och vitalisering på skogens tillväxt och vitalitet	72
12.1 Effekter på plantetablering och skogsproduktion	72
12.1.1 Plantetablering	72
12.1.2 Skogsproduktion	72
12.2 Effekter på skogens vitalitet	74
13. Effekter av kalkning och vitalisering på mark-, grund- och ytvatten	77
13.1 pH, alkalinitet och baskatjoner	77
13.2 Kol och kväve	79
13.3 Aluminium och tungmetaller	81

14. Bedömning av långsiktiga konsekvenser vid 0-alternativ	83
14.1 Bördighet och produktion	83
14.2 Skogsskador	85
14.2.1 Skogsskador – definition	85
14.2.2 Orsaker till uppkomna skogsskador	85
14.2.3 Sambandet markförurning – skogsskador	87
14.2.4 Sambandet kvävemättnad – skogsskador	89
14.2.5 Skogsskadornas utveckling i Sverige	92
14.2.5.1 Rikskogstaxeringens undersökningar	92
14.2.5.2 Skogsvårdsorganisationens undersökningar	93
14.3 Grundvatten och ytvatten	93
14.3.1 Grundvatten	96
14.3.2 Ytvatten	99
14.4 0-alternativets överensstämmelse med skogsvårdslagens intentioner	100
15. Bedömning av långsiktiga konsekvenser av SVO's åtgärdsprogram	102
15.1 Måluppfyllelse	102
15.1.1 Uthållig produktionsförmåga	102
15.1.2 Vitalitet	103
15.1.3 Vattenkvalitet	103
15.1.4 Flora och fauna	104
16. Gällande lagföreskrifter för kalkning och vitalisering	106
16.1 Skogsvårdslagen	106
16.2 Naturvårdslagen	106
16.3 Miljöskyddslagen och Lagen om kemiska produkter	107
17. Bedömning av alternativa åtgärder och deras effekter	108
17.1 Anpassning av skogsskötsel	108
17.1.1 Markberedning	108
17.1.2 Hyggesbränning	110
17.1.3 Trädslagsval	111
17.2 Anpassat biomassauttag	114
17.3 Utbildning	114
17.4 Alternativa kalknings- och vitaliseringsmedel	115
17.4.1 Kalkningsmedel	115
17.4.2 Vitaliseringsmedel	117
18. Bedömning av synergistiska effekter	120
18.1 Klimatförändringar inkl depositionsförändringar	120
19. Bedömning av åtgärdsprogrammet	122
20. Kunskapsbrist som försvårar konsekvensbedömning av åtgärdsprogram	124
20.1 Förslag till forskningsinsatser	125
21. Sammanfattande värdering	126
22. Referenser	129

Sammanfattning

Förutsättningar

Miljökonsekvensbeskrivningen omfattar främst det förslag till åtgärdsprogram för att lindra skogsmarkens försurning som Skogsstyrelsen inlämnade till Regeringen i samband med anslagsframställan för 1997. Syftet med MKB:n är att beskriva och värdera Skogsstyrelseprogrammets miljöeffekter, såväl med tanke på önskade effekter, som andra effekter av både positiv och negativ natur. Ytterligare ett syfte är att beskriva och värdera konsekvenser av ett 0-alternativ, dvs uteblivet åtgärdsprogram.

Skogsstyrelsens motiv för sitt föreslagna åtgärdsprogrammet är att den bedömer att åtgärder som kalkning, vitalisering respektive anpassad skogsskötsel måste tillgripas i de av luftföroreningar värst utsatta områdena för att minska risken för negativa effekter på ekosystemen i stort och på markens långsiktiga produktionsförmåga.

Skogsstyrelsens huvudmål för åtgärdsprogrammet är att

⇒ markens uthålliga produktionsförmåga skall bevaras

⇒ skogarnas vitalitet skall behållas

⇒ skogsmarkens läckage av bl a aluminium till yt- och grundvatten skall minska

⇒ försurningens negativa effekter på flora och fauna skall motverkas

Skogsmarkskalkning definieras som en förebyggande åtgärd med syfte att förhindra att markens surhetsgrad ökas. Åtgärden skall ha en effekt under 20-30 år, utan att det uppstår några oönskade bieffekter. Kalkningsmedlet utgörs av krossad kalk (kalciumkarbonat) eller dolomit (kalcium/magnesiumkarbonat), men även andra medel kan bli aktuella. Vitalisering definieras som en tillförsel med allsidig sammansättning som dels återställer förlorade baskatjoner (dvs kompenserar en del av redan inträffad försurning), dels ökar markens förmåga att neutralisera kommande surt nedfall. De vitaliseringsmedel som skall användas är basiska askor från förbränning av skogsprodukter, samt mineralbaserade medel.

Markförsurning

Markförsurning kan definieras som att markens syraneutraliserande förmåga har minskat. Detta innebär att marken tillförs mer protoner än vad som förs bort. Markförsurning är en naturlig process som pågår fortlöpande, men den kan accentueras eller påskyndas genom antropogena utsläpp av försurande ämnen.

Försurningen sker genom sur antropogen atmosfärisk deposition samt genom biomassans växt och skörd. Svaveldepositionen i Sverige har minskat markant sedan mitten av 1980-talet, medan kvävenedfallet ligger kvar på samma höga nivå. Den högsta depositionen av både svavel och kväve förekommer i sydvästra Sverige. I norra Sverige uppmäts de lägsta halterna av försurade ämnen i nedfallet. Depositionen av svavel och kväve är dock i dag fortfarande så hög att den på många håll i landet överskrider de kritiska belastningsgränser som satts upp för skogsmarkens försurningskänslighet. Från Ståndortskarтерingens inventering av den svenska skogsmarken under åren 1983-1987 framgår att pH-värdet i humusskiktet och rostjorden är lägst i de inre delarna av sydvästra Götaland. Drygt en femtedel av skogsmarksarealen i Götaland har ett pH-värde som understiger 4,4 i B-horisontens övre del. Även andra regionala och lokala undersökningar av försurningsläget i

skogsmarken har visat att pH-värdena är låga på många håll i södra Sverige, samt att en betydande pH-minskning skett de senaste 70 åren. Även skogsmarkens förråd av baskatjoner har minskat markant i södra Sverige och bedöms vara kritiskt lågt på många håll i södra Sverige. Modellberäkningar visar att vittringen på många håll i Sverige inte kan kompensera den förlust av baskatjoner som sker i skogsmarken på grund av skörd och utlakning.

Effekter av försurningen

Försurningen påverkar flera förhållanden i mark och vatten:

Artsammansättningen för mikro-organismerna i skogsmarken förskjuts mot fler svampar och färre bakterier. Vissa större markdjur minskar i antal eller försvinner, medan andra gynnas av försurningen. Totalt sett kommer nedbrytningen av organiskt material och därmed frigörelsen av växtnäringsämnen minska på sikt.

Vid ett lägre pH-värde ökar upplösningen av mineralen i marken, d.v.s. vittringen ökar. Samtidigt minskar dock upplösningen av organiskt material, vilket medför att den av organiska syror beroende vittringen minskar. Markförsurningen påverkar troligen inte mykorrhizavittringen. Sammantaget torde markförsurningen leda till en nettoökning av vittringen.

Spårämnen som i lösning föreligger som katjoner blir mer lösliga vid markförsurning. Det betyder att en del spårämnen som är essentiella för växter och djur kan bli mer tillgängliga, men att risken för toxiska halter också ökar. Även icke-essentiella spårämnen i katjonform blir mer tillgängliga och kan tas upp av växter och djur, med eventuella skadeverkningar som följd. Utlakningen av dessa ämnen ökar också med följd att halterna av dessa ämnen ökar i grund- och ytvatten. De spårämnen som föreligger som anjoner i lösning minskar i allmänhet sin löslighet vid ett minskat pH-värde och deras biotillgänglighet reduceras därvid.

Luftföroreningarna har medfört omfattande förändringar av främst den vattenlevande floran, men även den terrestra floran har drabbats. Den vattenlevande floran har framför allt påverkats, direkt eller indirekt, av den sura depositionen, medan den landlevande floran troligen påverkats mest av den ökade kvävebelastningen. Konsekvenserna av den sura depositionen, inklusive kvävenedfallet, innebär en utarmning och likriktning av såväl den landlevande som den vattenlevande floran som på sikt kan medföra oersättliga genetiska förluster. Denna utarmning av floran påverkar följaktligen även faunan.

De mest påtagliga förändringarna av den terrestra faunan, till följd av markförsurningen, är den minskande produktionen och förekomsten av mollusker och djupgrävande daggmaskar. De äggskalsdefekter som observerats för en del fågelarter i Sverige kan indirekt bero på försurningen av mark och vatten. Högre tungmetallhalter i landlevande djur från sydvästra Sverige jämfört med norra Sverige har noterats i många fall och kan bero på att tillgängligheten av dessa metaller i marken ökar när pH-värdet minskar. Den akvatiska faunan drabbas hårt av försurningen. Försurningskänsliga fiskarter har försvunnit från många svenska sjöar och vattendrag. Även andra vattenlevande organismer har minskat i population eller slagits ut. Ökad tungmetalltillgänglighet i samband med försurningen har medfört ökat upptag av vissa tungmetaller.

Effekter av kalkning och vitalisering

Tillförsel av kalk eller alkaliska vitaliseringsmedel ökar pH-värdet snabbt i de ytligaste markskiktet. Beroende främst på kalk- eller vitaliseringsmedlets egenskaper och dos kan pH-ökningen vara relativt liten eller stor i detta översta markskikt (0-3 pH-enheter). Nedåt i markprofilen sker pH-ökning långsamt, 1-2 cm per år, och med en mindre amplitud. Är dosen låg eller om medlet innehåller mycket lösliga salter kan en initial pH-minskning inträffa i de underliggande marklagren. [I humuslagret ökar förrådet av utbytbara baskatjoner, liksom basmättnadsgraden. Den utbytbara aciditeten minskar däremot. I den underliggande mineraljorden blir effekterna mindre och sker först flera månader – år efter behandlingen.](#)

Ett ökat pH-värde, orsakat av exempelvis kalkning, medför rimligen en minskad upplösning av markens mineral. Koncentrationen av organiska anjoner ökar dock vid högre pH, varvid även komplexbindningen kan öka. Denna ligandeffekt kan delvis eller möjligen helt kompensera den minskade mineralupplösningen. Effekterna på pH-värdet i mineraljorden efter kalkning och vitalisering blir dock vanligtvis små vid de doser som planeras. Därmed borde även förändringarna i mineralupplösning och komplexbindning bli marginella. Kalkning och vitalisering med normala doser (2-5 ton/ha) påverkar således den totala vittringen mycket lite.

Nedbrytningen av organiskt material, efter kalkning eller vitalisering, påverkas i hög grad av kväveinnehållet i det organiska materialet. Kvävefattiga barrskogsmarker av mårtyp uppvisar ofta en snabbt övergående ökad nedbrytning, som vanligen följs av en minskad nedbrytning. På kväverika marker kan däremot nedbrytningen på lång sikt öka så pass att kolförrådet i marken minskar mätbart.

Kalkning eller tillförsel av vedaska eller andra vitaliseringsmedel i granulerad form verkar inte påverka totalmängden mykorrhiza. Artsammansättningen påverkas dock. Kalk- eller vitaliseringsmedlets egenskaper och dos, samt ståndortens egenskaper är faktorer som påverkar omsättningen av både kväve och fosfor. Den mikrobiella aktiviteten och biomassan i marken ökar oftast med ökad dos, tills dosen blir så hög att antingen salthalten eller pH-värdet når skadliga nivåer. Nettomineraliseringen av kväve i humusskiktet minskar vanligtvis när C/N-kvoten i substratet överstiger 30. På sådana lokaler brukar inte nitrifikationen öka. Vid låga C/N-kvoter i substratet kan nettomineraliseringen öka. På dessa ofta näringsrika lokaler kan nitrifikationen öka kraftigt efter behandling. Kalkning kan tillfälligt immobilisera fosfor i marken. Vedaska och många andra vitaliseringsmedel innehåller fosfor och kan öka fosfortillgängligheten i marken. Fosfor i aska är dock ofta hårt bunden.

Kompensationsgödsling eller vitalisering innebär i relation till ett 0-alternativ en ökad mineralisering på marker med låg C/N-kvot (<25) i södra Sverige. Effekten på nettoflödet av C mellan mark och atmosfär är mycket liten. Åtgärderna kommer sannolikt att minska avgången av lustgas. Effekterna på metanoxidation är rätt oklara, möjligen kan oxidationen öka. En sammanlagd bedömning av effekterna på emissioner av växthusgaser är att underlag för mer precis kvantifiering saknas, men att effekterna under alla omständigheter är små och att en viss minskning är fullt möjlig.

Det totala artantalet tycks öka efter kalkning eller askåterföring. Många lavar och mossor är dock känsliga för den pH- eller salthaltsökning som sker efter kalkning eller

vitaliseringsgödsling. Levermossor kan exempelvis försvinna helt efter kalkning. Andra mossor kan istället öka sin täckningsgrad. Minskning av lavfloran kan observeras mycket lång tid efter kalkning på näringsfattiga marker. På dessa marker kan även blåbärsförekomsten minska, speciellt vid höga kalkdoser. Täckningsgraden av ljung och lingon kan då istället öka, medan förekomsten av gräs och örter inte tycks öka. På kväverika marker kan kalkning medföra att kvävegynnade arter gynnas på andra arters bekostnad. Även asktillförsel kan medföra minskad täckningsgrad av lavar och mossor. Om askan granuleras observeras dock vanligtvis inga större negativa effekter på floran. [Vitaliseringsgödsling enligt Skogsstyrelsens koncept \(2 ton kalk + 2 ton härdad aska\) verkar inte ha medfört några skadliga effekter på floran.](#)

Markdjur som vistas mycket nära markytan påverkas mest av kalkning eller vitalisering. Dessa åtgärder kan kraftigt förändra sammansättningen av markdjuren. Bland annat gynnas dagmask. Även mollusker ökar i antal. Den förändring som kan ske i växternas upptag av bl.a. spårämnen efter kalkning eller vitalisering påverkar förmodligen inte de större landlevande djuren i någon högre grad.

Kalkning [eller vitaliseringsgödsling](#) i normala doser verkar inte påverka plantetableringen. Höga doser av färsk reaktiv aska minskar kraftigt frönas grobarhet. Kalkning eller asktillförsel minskar oftast tillväxten på näringsfattiga lokaler i upp till 30 år. Tillväxtreduktionen under denna perioden kan i värsta fall uppgå till drygt 20 %. Efter denna period kan dock tillväxten öka relativt obehandlade ytor. På näringsrika ståndorter med låg C/N-kvot kan tillväxten öka något 5-15 %).

Normala doser av grovkornig kalk, granulerad eller härdad aska kan gynna rotutvecklingen. Höga doser med finkornig kalk eller lös aska kan däremot skada finrötterna och reducera deras tillväxt i ytnära markskikt. Kalkning påverkar oftast inte barrkemin lika mycket i positiv riktning som vedaska eller andra vitaliseringsmedel. Kalkning kan ge ökad rotröterisk. Däremot verkar varken kalkning eller vitaliseringsgödsling påverka graden av kronutglesning eller kådflödet på granar.

[Vid normala givor \(2-4 ton/ha\) av kalk och/eller vedaska brukar pH-värdet, liksom koncentrationerna av Ca och Mg öka i markvattnet. Tillförsel av vedaska medför förhöjda halter av K i markvattnet.](#) Grundvattnets kvalitet förändras oftast marginellt även vid relativt höga doser. Tendenser till ökade pH-värden har noterats, medan alkaliniteten kan öka något först efter flera år. I de fall bara inströmningsområdena behandlas brukar effekterna på pH, alkalinitet och Al i avrinningsvattnet bli små. Förhöjda halter av Ca, Mg och K noteras dock ofta efter kalkning eller vitaliseringsgödsling. I de fall även utströmningsområdena kalkas eller tillförs aska ökar pH och alkalinitet i avrinningsvattnet både snabbt och markant. Surstötar som kan uppkomma i avrinningsvattnet i samband med kraftig snösmältning försvinner om utströmningsområdena behandlats med kalk eller aska. Förhöjda nitrathalter har noterats i markvattnet från flera försök, men mycket sällan i grund- och ytvatten.

Bedömning av 0-alternativet , dvs ingen åtgärd

För närvarande finns det inget som tyder på att den markförurning som hittills skett i Sverige har påverkat skogsmarkens produktionsförmåga. Tillväxten i våra skogar fortsätter att öka. Det är dock sannolikt att om markförurningen fortsätter med ytterligare minskande baskatjonförråd och basmättnadsgrader, så påverkas markens produktionsförmåga negativt.

Resultaten från de kronutglesningsstudier som görs i Sverige visar att mellanårsvariationerna kan vara ganska stora och att kortvariga trender i kronutglesningen finns, främst beroende på klimatvariationer. Någon klar långsiktig trend (ex. p.g.a. fortsatt markförsurning) kan dock inte skönjas från befintligt datamaterial.

Det är främst det ytliga grundvattnet i områden med tunna jordtäcken och hög deposition av försurande ämnen som drabbats av försurningen. Grundvattnet i berggrunden har i en del områden med tunna jordtäcken också försurats. Det är således södra och då främst sydvästra Sverige som drabbats av grundvattenförsurning. Förutom att pH och alkalinitet minskat i många brunnar har även Al- och tungmetallhalterna i flera fall ökat i dessa grundvatten. Många vattendrag, speciellt i södra Sverige försurades kraftigt under 1960- och 1970-talen. Sulfathalten ökade samtidigt som pH och alkalinitet minskade. Efter 1980 har sulfathalten minskat liksom halterna av baskatjoner, medan alkaliniteten ökat något sedan 1985. pH-värdena har dock varit i stort sett oförändrade sedan 1970-talet.

Ett 0-alternativ, d.v.s. inga kalknings- eller vitaliseringsåtgärder, strider mot de delar i det skogspolitiska miljömålet och skogsvårdslagen som berör bevarandet av skogsmarkens produktionsförmåga och den biologiska mångfalden i skogen. På sikt kan möjligen ett 0-alternativ även strida mot avkastningsmålet eftersom det finns en viss risk att skogsproduktion kan påverkas negativt på grund av minskningen av skogsmarkens produktionsförmåga.

Alternativa åtgärder

Markberedning, hyggesbränning, trädslagsval och minskat biomassauttag nämns ibland som alternativ till vitalisering eller kalkning. Markberedning i form av plöjning, harvning eller fläckmarkberedning har både positiva och negativa effekter på skogsmiljön. Riskerna för ökad utlakning av växtnäringsämnen samt minskad humusmängd i marken är faktorer som talar mot markberedning. En lindrig markberedning kan dock på vissa ståndorter vara ett komplement till vitalisering eller kalkning. Hyggesbränning ökar markens pH-värde och buffertkapacitet, men ökad utlakning av baskatjoner och eventuellt minskat humusförråd är negativa effekter som kan överväga de positiva. En ökad lövskogsinblandning medför att pH-värdet och baskatjoninnehållet blir högre i de övre markhorisonerna jämfört med rena barrskogsbestånd. Lövträden har således en positiv inverkan på markens syra-basstatus, men kan i södra Sverige inte fullt ut motverka den del av markförsurningen som orsakas av luftföroreningar. Skogsmarken försuras även av biomassans växt och skörd. För att hejda markförsurningen genom minskat biomassauttag krävs dock realistiska skördereduktioner. I södra Sverige kan de ovan nämnda alternativa åtgärderna sammantaget inte uthålligt neutralisera den sura depositionen eller kompensera för de baskatjonförluster som skogsmarken erhåller i samband med det sura nedfallet samt stamveds- eller helträdsskörd. Alternativen kan dock vara komplement till vitalisering eller kalkning. Ved- och torvaska är de restprodukter som idag anses vara aktuella som kalknings- eller vitaliseringsmedel. Andra industriella restprodukter samt industriellt framställda vitaliseringsmedel kan dock bli intressanta inom en snar framtid förutsatt att de innehåller små mängder av tungmetaller och andra föroreningar.

Slutbedömning

Vid vår värdering av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering

har vi till stor del utgått från de fyra huvudmål som satts upp för verksamheten:

- att markens uthålliga produktionsförmåga skall bevaras
- att skogarnas vitalitet skall behållas
- att skogsmarkens läckage av bl.a. aluminium till yt- och grundvatten skall minska
- att försurningens negativa effekter på flora och fauna skall motverkas

Dessa fyra huvudmål har vi sedan bedömt [om de kan](#) uppfyllas ur två olika scenarier:

- ett s.k. nollalternativ, d.v.s. inga åtgärder sätts in och depositionen av försurande ämnen ligger kvar på dagens nivå
- ett behandlingsalternativ, där skogsmarken kalkas och/eller vitaliseringsgödslas.

Utgående från nollalternativet kan vi idag inte se att skogsmarkens produktionsförmåga eller skogarnas vitalitet hotas inom den närmaste framtiden (5-20 år). På lite längre sikt anser vi dock att den fortsatta markförsurningen, med bl.a. minskad tillgänglighet av baskatjoner, utgör ett hot mot produktionsförmågan och att detta också kan leda till att skogens vitalitet försämras. Sett på både kortare och längre sikt uppfyller dessutom ett nollalternativ inte de två sista huvudmålen.

Vi bedömer att tillräckliga minskningar av försurande utsläpp inte kommer att genomföras inom de närmaste 20-30 åren. Detta medför att inom stora delar av landet, och speciellt då i sydvästra Sverige, kommer depositionen av försurande ämnen att fortfarande överstiga de kritiska belastningsgränserna för skogsmarkens försurning. Den åtgärd, som vi med nuvarande kunskap anser vara den bästa för att uppfylla så mycket som möjligt av de fyra huvudmålen är att:

- tillföra skogsmarken ett allsidigt sammansatt alkaliskt medel som löser upp sig så snabbt att effekter kan ses i mineraljorden inom 10-20 år, men ändå så långsamt att de negativa effekterna på flora och fauna minimeras.

Åtgärder för vidmakthållandet av ett uthålligt skogsbruk bör inte begränsas till beståndsnivån, utan ett region- eller områdestänkande är helt nödvändigt. Vi föreslår att dessa områden definieras på basis av stora (flera km²) avrinningsområden och att markanvändning och markvård skall bedrivas uthålligt inom dessa område som helhet, men att variationer skall kunna tillåtas såväl geografiskt som tidsmässigt inom respektive avrinningsområde. Fördelen med avrinningsområde som bas för planering är att detta ger en direkt länk till det avrinnande vattnets kvalitet och därmed till tillståndet i våra vattendrag och sjöar. Kalkning och/eller vitalisering skall ske selektivt inom området så att skyddsvärda och känsliga miljöer skyddas. Avrinningsområdena kan vidare försees med rekommendationer eller anvisningar vad gäller t.ex. andel mark med lövskog, mark som bör skyddas ur diversitetssynpunkt och mark där mer traditionellt skogsbruk tillåts praktiseras. Inom avrinningsområdet som helhet kan uttagsnivån för biomassa bestämmas som en funktion av vittring, deposition och olika former av näringsgynnande markvård.

I vår bedömning har vi också listat några områden inom vilka vi anser att kunskapen måste stärkas för att i framtiden möjliggöra effektiva motåtgärder av markförsurning. Dessa områden är bl.a. 1) markens uthålliga produktionsförmåga och om hur denna långsiktigt påverkas av försurningsprocesser, 2) baskatjonbalanser inklusive vittring i sluttningar med sidotillförsel av näringsämnen med rörligt grundvatten, samt 3) markprocesser och markförhållanden för effektiv anpassning av åtgärder till ståndortsförutsättningar, samt för kombinerad av olika åtgärder.

1. Bakgrund och syfte

Miljökonsekvensbeskrivningen omfattar det förslag till åtgärdsprogram för att lindra skogsmarkens försurning som Skogsstyrelsen inlämnade till Regeringen i samband med anslagsframställan för 1997. Dessutom ingår i underlaget ytterligare några kompletterande dokument som Skogsstyrelsen tillhandahåller. Syftet med MKB:n är att beskriva och värdera Skogsstyrelseprogrammets miljöeffekter, såväl med tanke på önskade effekter, som andra effekter av både positiv och negativ natur. Ytterligare ett syfte är att beskriva och värdera konsekvenser av ett 0-alternativ, dvs uteblivet åtgärdsprogram.

Skogsstyrelsens motiv för sitt föreslagna åtgärdsprogrammet är att den bedömer att åtgärder som kalkning, vitalisering respektive anpassad skogsskötsel måste tillgripas i de av luftföroreningar värst utsatta områdena för att minska risken för negativa effekter på ekosystemen i stort och på markens långsiktiga produktionsförmåga.

De risker som främst utpekats är markförsurning inklusive underskott i balansen mellan tillförsel och bortförsel av basiska näringsämnen, sänkt långsiktig produktionsförmåga, sjöförsurning och höga halter av aluminium i det avrinnande vattnet.

Skogsstyrelsens huvudmål för verksamheten är att

⇒ markens uthålliga produktionsförmåga skall bevaras

⇒ skogarnas vitalitet skall behållas

⇒ skogsmarkens läckage av bl a aluminium till yt- och grundvatten skall minska

⇒ försurningens negativa effekter på flora och fauna skall motverkas

Vi har uppfattat det så att denna miljökonsekvensbeskrivning avser åtgärder mot försurning genom sur nederbörd samt genom traditionellt skogsbruk, dvs uttag av stammar men med kvarlämnande av rötter, stubbar, grenar, kvistar, blad och toppar i skogen. Det är således viktigt att avgränsa åtgärdsprogrammet och dess bedömning gentemot den nyligen genomförda bedömningen av uttag av skogsbränslen i form av avverkningsrester s.k. GROT (grenar och toppar). Föreliggande miljökonsekvensbeskrivning omfattar således åtgärder mot försurning genom stamuttag men ej GROT-uttag, medan miljökonsekvensbeskrivningen av skogsbränsleuttag belyser de miljöeffekter som GROT-uttag medför.

Föreliggande miljökonsekvensbeskrivning omfattar inte åtgärder utförda på markslagen alkärr, sumpskog och skog på torvmark eftersom dessa typer är undandragna Skogsvårdsorganisationens åtgärdspaket (se avsnitt 2.1).

2. Förutsättningar: Skogsstyrelsens åtgärdsprogram

2.1 Marker som skall åtgärdas

Enligt Skogsstyrelsen kan en bedömning av åtgärdsbehovet inte bara ske utifrån ett statiskt läge eller gränsvärde utan det måste vägas in vilka effekter förurningen hittills haft och vilka effekter som kan förväntas i framtiden. För att få ett översiktligt mått på omfattningen av ett åtgärdsprogram anger dock Skogsstyrelsen att ett lämpligt kriterium på marker som skall åtgärdas är att pH-värdet på 20-30 cm djup i mineraljorden inte bör understiga 4,5. Grundat på Ståndortskarteringens material från 1983-1987 skulle detta kriterium ge ett åtgärdsbehov för ca 0,7 Mha skogsmark. Hela denna areal är dock enligt Skogsstyrelsen inte möjlig eller lämplig att behandla av praktiska skäl. Undantagen areal utgörs av bestånd där kalkningen inte förväntas få avsedd effekt eller där det finns risk för negativa effekter.

Åtgärder kan vara aktuella enligt följande:

- Vitalisering i ett område i sydväst, dvs större delen av Halland med delar av angränsande län.
- Kalkning i resterande del av södra och västra Götaland och i västra Svealand
- Åtgärder endast i mindre omfattning för nordöstra Götaland och östra Svealand.

Marker som undantags är

- bestånd med goda markförhållanden (högtörtstyp)
- skog på impediment
- alkärr, sumpskog och skog på torvmark
- bestånd som av naturvårdsskäl ej bör behandlas
- kalhyggen med risk för kväveutlakning (utan fältvegetation)
- bestånd som snart skall slutavverkas (inom 10 år, med risk för N utlakning)

2.2 Skogsmarkskalkning

Definieras som förebyggande åtgärd med syfte att förhindra att markens surhetsgrad ökas. Upplösningshastighet och sammansättning skall anpassas så att önskade effekter har en varaktighet på 20-30 år, utan att det uppstår några oönskade bieffekter.

Kalkningsmedlet utgörs av krossad kalk (kalciumkarbonat) eller dolomit (kalcium/magnesiumkarbonat), eller kornade produkter baserade på dessa material. Skogsstyrelsen anger dock att även andra medel med kalkeffekter kan bli aktuella för användning i framtiden. Magnesiumhalten skall vara minst 4%. Kornstorleksfördelningen skall vara så att högst 30% får vara under 0,25 mm och andel grova partiklar (>1,5-3 mm) ej får överstiga 5%. Kraven på kornstorlek är utformade med målet att kalkmedlet skall lösas upp långsamt (och gradvis) under 10 år. Kalkmedlet skall vara fuktigt under spridningen, dels för att minimera skador på biota, dels för att nå ett bra spridningsresultat. Kalkgivan skall normalt motsvara 3 ton kalk per ha.

2.3 Vitalisering

Definieras som en tillförsel med allsidig sammansättning som dels återställer förlorade baskatjoner (dvs kompenserar en del av redan inträffad försumning), dels ökar markens förmåga att neutralisera kommande surt nedfall.

De vitaliseringsmedel som skall användas är dels basiska askor från förbränning av skogsprodukter, dels mineralbaserade vitaliseringsmedel. Skogsstyrelsen har upprättat en PM om önskad askkvalitet utgående från Skogsstyrelsens och Naturvårdsverkets gemensamma skrift Biobränsleaska i kretslopp. Kriterier är tillräckligt högt innehåll av makronäringsämnen och vissa mikronäringsämnen, ej för hög halt skadliga ämnen, en härdningsprocess genomgången. Kornstorleksfördelningen skall vara så att högst 30% får vara under 0,25 mm och andel grova partiklar (>8 mm) ej får överstiga 5%. Kraven på kornstorlek är utformade med målet att askan skall lösas upp långsamt och åtgärden har en varaktighet på 20-30 år. Den övre gränsen på kornstorlek motiveras med att kornen inte får vara så stora att de vid spridning mekaniskt skadar träden.

Tabell 2.1 Skogsstyrelsens krav på lägsta och högsta halt av ämnen i aska som skall spridas på skogsmark (från Jönsson & Nilsson, 1996).

Makronäringsämnena (vikt%)			
Ämne	Normal variationsvidd	Lägsta godtagbara halt	
Fosfor	0,3 – 1,8	0,5	
Kalium	1,5 – 16	2	
Magnesium	1 – 4,5	1,5	
Kalcium	7 – 35	10	
Spårämnena (g ton ⁻¹)			
	Normal variationsvidd	Godtagbar halt i södra Sverige	
		Lägsta halt	Högsta halt
Arsenik	2 – 100		20
Bly	<25 – 500		250
Bor	140 – 430	100	500
Kadmium	<1 – 30		30
Kobolt	2 – 15	2	100
Koppar	25 – 600	50	500
Krom	15 – 250		250
Kvicksilver	0,001 – 1		5
Mangan	5000 – 23000	5000	30000
Molybden	0,5 – 3	0.3	10
Nickel	20 – 250		200
Vanadin	< 100		100
Zink	70 – 5300	500	6000

Vid vitalisering med aska är normalgivan en blandning av två ton aska torrsvikt och två ton kalk per ha. För mineralbaserade medel används en giva som så långt som möjligt motsvarar den tillförsel av näringsämnen som fås vid behandling med två ton aska enligt ovanstående.

Alternativt används enbart aska, dvs kalken utelämnas, på hyggen och slutavverkningsobjekt för att minimera pH-höjning och risk för kväveutlakning.

2.4 Åtgärdsplanering

Åtgärdsplaner tas fram i samråd med länsstyrelser och lokal referensgrupp med representanter för t ex kommun, skogsägare, skogsföretag och ideella naturvårdsorganisationer. Underlagen grundar sig framför allt på depositionsdata och försurningsläget i sjöar och vattendrag, kompletterat med geologisk information. Skogsstyrelsen gör bedömningen att beståndsvisa analyser för att fastslå behovet inte är praktiskt genomförbart. Mark- och barranalyser kan däremot användas på områdes/fastighetsnivå.

Åtgärdsprogrammet planeras genomföras på 10 år, med årliga rapporteringar och intermittent genomgripande analyser av verksamhetens utformning och omfattning, t ex vart 3e år.

Den första delen av programmet tar sikte på 175 000 ha under 3 år.

År	Areal kalk (tha)	Areal vitalisering (tha)
1	25	5
2	40	15
3	50	40
summa	115	60

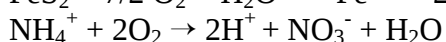
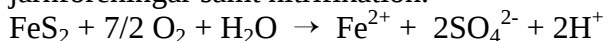
3. Samråd och utomstående granskning

Miljökonsekvensbeskrivningen har utformats som ett samarbete mellan experter inom olika kompetensområden. Medverkande organ är således institutionerna för Skoglig marklära och Skoglig mykologi och patologi vid SLU. Fortlöpande granskning och rådgivning har skett genom Skogsstyrelsens referensgrupp för kalkning och vitalisering. Bedömningen har vidare granskats av en utomstående expertgrupp bestående av professorerna Gunnar Abrahamsen vid Norges lantbrukshögskola, Pekka Kauppi vid Helsingfors universitet samt Jan-Erik Lundmark vid AssiDomän.

4. Definition av begreppet försurning

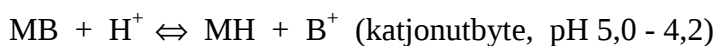
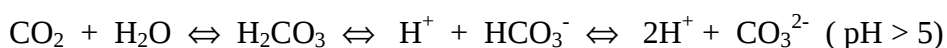
Markförsurning kan definieras som att markens syraneutraliserande förmåga har minskat. Detta innebär att marken tillförs mer protoner än vad som förs bort. Markförsurning är en naturlig process som pågår fortlöpande, men den kan accentueras eller påskyndas genom antropogena utsläpp av försurande ämnen.

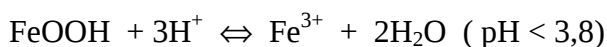
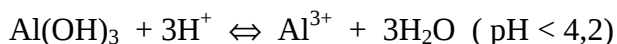
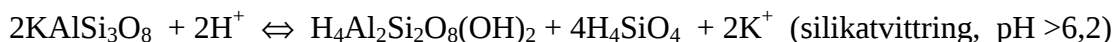
Försurning av mark definieras enligt van Breemen m.fl. (1984) som minskning av markens syraneutraliserande förmåga (ANC). Detta begrepp är avsevärt vidare än begreppet pH i mark. En minskning av markens ANC innebär att marken tillförs mer protoner än vad som bortförs från systemet. En nedgång i markens syraneutraliserande förmåga inkluderar således förbrukandet av buffertsystem i marken inklusive vittring av såväl karbonat- som silikatmineral. I kontrast till detta speglar pH inget annat än den för ögonblicket rådande vätejonaktiviteten i marklösning och adsorptionskomplex. Enligt dessa synsätt kan alltså en avsevärd försurning äga rum utan att pH minskar, alternativt kan pH sjunka kraftigt utan att detta motsvaras i någon större nedgång i syraneutraliserande förmåga. Ett exempel på försurning utan pH-sänkning är den starka buffring som sker i närvaro av karbonater. Vid tillförsel av syra förblir pH runt 8,2 så länge karbonat finns närvarande. Genom syratillförseln upplöses dock karbonatet successivt varvid ett tillstånd utan karbonater uppstår vilket då resulterar i en snabb nedgång i pH. Exempel på pH-minskning som inte direkt sammanhänger med markens syraneutraliserande förmåga är vissa redox-processer, bl a oxidation av vissa järnföreningar samt nitrifikation.



Det är också helt klart att markförsurning genom vittring är en naturlig process som fortlöpande har minskat markens syraneutraliserande förmåga. Olsson m.fl. (1993) har beräknat den årliga vittringen/försurningen sedan deglaciationen för 9000 - 12000 år sedan till ca 20 - 80 cmol_c m⁻² med avseende på ämnena Ca, Mg och K. Att den naturliga markförsurningen också medverkat till en pH-minskning i våra sjöar har visats av Renberg m.fl. (1993). Enligt Renbergs undersökningar har pH i sjöar från södra Sverige minskat från ca knappt 7 strax efter deglaciationen till ca 5 innan människan trädde in på arenan med först svedjebbruk och sedan industrialisering. Rietz (1995) modellerade den successiva förändringen av vittring sedan istiden och hur denna har lett fram till dagens aciditet i mark och vatten.

Till definitionen av van Breemens m.fl. ansluter sig Berdén m.fl. (1987) i en litteraturgenomgång om markförsurning. Följande buffertsystem är aktuella, vid angivna pH-intervall, som en del i försurningsprocessen (efter Wiklander 1997):





Den praktiska betydelsen av buffertsystemen är att pH-nedgången i markens kolloidsystem, marklösningen och avrinnande vatten bromsas. Det bör också ihåggkommas att pH definieras som den negativa 10-logaritmen för vätejonaktiviteten. Detta innebär t ex att det krävs 1000 gånger högre vätejonaktivitet att sänka pH från 5 till 4, jämfört med från 7 till 6. Förändringar i pH sker alltså trögare vid lägre pH värden, inte bara till följd av buffertsystem utan också beroende på den matematiska konstruktionen av pH-begreppet.

Buffertsystemet är till stor del en ändlig resurs och förbrukning av buffert är i de flesta fall en irreversibel process som i sig innebär sämre motståndskraft hos marken mot fortsatt försurning.

Buffertprocesserna i marken är en viktig process för vidmakthållandet av alkalinitet i vattendrag. Förbrukningen av protoner ger upphov till vätekarbonat, dvs formeln nedan går åt höger. Vätekarbonat utlakas till vattendrag och buffrar vid fortsatt protontillförsel, dvs reaktionsformeln nedan går åt vänster.



Vattendragens pH regleras naturligt inte bara av vätekarbonat som har alkaliserande effekt, utan också av protontillförsel genom dissociation av vätejoner från organiska syror. Hög andel skogsmark och torvmark inom sjöars avrinningsområden kan därför naturligt resultera i låga pH-värden.

De olika buffertsystemen har olika relevans för pH-förändringar i mark och vatten. Karbonatvittring har i praktiken liten betydelse för skogsmiljöer genom att kalksten bara förekommer inom begränsade regioner, samt genom att i dessa regioner en stor del av allt karbonat inom rotzonen redan är utlakat. Silikatvittring är i och för sig betydelsefull men sker i relation till andra processer i en mycket långsam takt. Järnoxidbuffringen sker vid så låga pH-värden att denna process saknar betydelse vid de pH-värden som idag föreligger i svensk skogsmark. De buffertsystem som därför främst bör beaktas i ett åtgärds paket mot försurning är i) organiskt material, ii) baskatjonutbyte samt iii) Al-utlösning.

Skogsmarkens innehåll av organiskt material förefaller att öka (Lilliesköld och Nilsson, 1997) varför detta buffertsystem kan tänkas bli effektivare med tiden. Däremot sker ett tapp av baskatjoner (t ex Olsson m.fl., 1993) samt utlakning av Al från mineraljorden (t ex Bergkvist, 1987). Förråden av Al i B-horisonterna är mycket stora men endast en mindre del föreligger som hydroxider (Berggren, 1990) och man kan förvänta att Al-buffringen långsamt försvagas.

Skogsmarksprofilen är en sekvens av horisonter med olika egenskaper och interaktioner. Organiska anjoner från ytliga horisonter lakas ned i marken men fastläggs effektivt på järn- och aluminiumföreningar i B-horisonten. Liski & Pumpanen (1994) redovisar t. ex. mycket lågt läckage av organiskt material i C horisonter i jordar från Finland. Däremot är retentionen

oorganiska anjoner, t ex NO_3^- , mycket låg. Aluminiumbuffring i förening med nitrat- eller sulfatutlakning kan därför leda till kraftig Al-utlakning.

5. Orsaker till försurning

Försurningen sker genom sur antropogen atmosfärisk deposition samt genom biomassans växt och skörd. Den areella depositionen av svavel och kväve varierar inom Sverige, men med de högsta värdena i sydvästra Götaland med ca 15-25 kg S resp. 10-20 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Svavel- och kväveoxider samt ammoniak löser sig i nederbörden och bildar sura föreningar. Kväve verkar dessutom försurande genom att stimulera biologisk tillväxt (se nedan). Nederbördens pH ligger i sydvästra Sverige runt 4,4. Den årliga depositionen av försurande ämnen är ca 0,5 kmolc ha⁻¹. Den långsiktiga trenden är att svaveldepositionen minskar medan det inte finns några tydliga trender för kvävedeposition (Hallgren Larsson m.fl., 1997). Enligt Naturvårdsverkets förslag till nationella miljömål skall utsläppen av svaveldioxid minska med 25% fram till år 2010 samt utsläppen av kväveoxider till luft med 40% till år 2005 resp. 70% till år 2020, räknat från 1995 års nivå (Naturvårdsverket, 1997). Bedömningen är att de kritiska belastningarna inte nås förrän om 30 år eller mer med dagens takt i utsläpps begränsningar. I EU kommissionens förslag till EU-strategi (EU, 1997) är målet att det sura nedfallet år 2010 [skall begränsas så att den kritiska belastningsgränsen](#) inte överskrids på mer än 1,6 % av arealen.

Den årliga tillförseln av vätejoner genom biomassans tillväxt och skörd är i medeltal i samma storleksordning som tillförseln via atmosfären, dvs ca 0,5 kmolc ha⁻¹. Trenden sedan 50 år har varit ökande tillväxter och ökande skogliga förråd (Elfving & Tegnhammar, 1996). Det finns därför anledning att tro att denna s.k. biologiska försurning kan komma att ytterligare öka under den närmaste framtiden. Uttag av GROT som skogsbränsle kommer att öka nettotillskottet av protoner till marken ytterligare, men det finns signaler att redan nu innebär är enbart stamuttag så höga att förlusten av baskatjoner genom dessa överstiger vittringen (Olsson 1996).

Det finns dessutom andra naturliga processer i marken som kan producera protoner och därmed försura marken (Van Breemen m.fl., 1984; Binkley & Richter, 1987), t ex oxidation av sulfider och nitrifikation.

6. Försurningsläget i Sverige, särskilt inom projektets målområde

Svaveldepositionen i Sverige har minskat markant sedan mitten av 1980-talet, medan kvävenedfallet ligger kvar på samma höga nivå. Den högsta depositionen av både svavel och kväve förekommer i sydvästra Sverige. I norra Sverige uppmäts de lägsta halterna av försurade ämnen i nedfallet. Depositionen av svavel och kväve är dock i dag fortfarande så hög att den på många håll i landet överskrider de kritiska belastningsgränser som satts upp för skogsmarkens försurningskänslighet. Från Ståndortskarteringens inventering av den svenska skogsmarken under åren 1983-1987 framgår att pH-värdet i humusskiktet och rostjorden är lägst i de inre delarna av sydvästra Götaland. Drygt en femtedel av skogsmarksarealen i Götaland har ett pH-värde som understiger 4,4 i B-horisontens övre del. Även andra regionala och lokala undersökningar av försurningsläget i skogsmarken har visat att pH-värdena är låga på många håll i södra Sverige, samt att en betydande pH-minskning skett de senaste 70 åren. Även skogsmarkens förråd av baskatjoner har minskat markant i södra Sverige och bedöms vara kritiskt lågt på många håll i södra Sverige. Modellberäkningar visar att vittringen på många håll i Sverige inte kan kompensera den förlust av baskatjoner som sker i skogsmarken på grund av skörd och utlakning.

6.1 Underlagsmaterial

6.1.1 Skogsmarkens kemiska tillstånd

Skogsmarkens kemiska tillstånd inventeras genom insamling och analys av jordprov och markvatten inom nationella och regionala miljöövervakningsprogram. Till den nationella övervakningen hör SLU:s Ståndortskartering, som utförs av Inst. för skoglig marklära, och som omfattar insamling och kemisk analys av jordprov från ca 23 500 objektivt utlagda provytor spridda över landet. Detta övervakningsprogram ger en ytrepresentativ bild av skogsmarkens kemiska tillstånd och genom Riksskogstaxeringens bakgrundsinformation kan resultaten sättas i relation till bl.a. trädbestånd och skötselåtgärder. Varje prov i mineraljorden motsvarar ca 116 km² svensk skogsmark och varje prov i humus ca 10,5 km². Programmet är utformat så att förändringar på minst 10-20% mellan regioner över tiden kan upptäckas. Den regionala miljöövervakningen, som bedrivs på permanenta observationsytor av främst Länsstyrelser och Skogsvårdsorganisationen (SVO), omfattar i många fall insamling och kemisk analys av både jordprov och markvatten samt bedömning av trädens kronutglesning. Denna integrerade övervakning av depositionens effekter på träd, mark och markvatten syftar till att ge erforderliga kunskaper om regionala miljöförhållanden och tjäna som underlag för regional planering.

6.1.2 Årliga inventeringar av skogsskador

Årliga inventeringar av skogsskador i form av kronutglesning har sedan 1984 bedrivits i Sverige av Riksskogstaxeringen vid SLU och Skogsvårdsorganisationen (SVO). Därtill

kommer kampanjvisa inventeringar i vissa län. Riksskogstaxeringens årliga skogsskadeinventering utförs för närvarande på ca 7 000 objektivt utlagda provytor spridda över landet. Detta övervakningsprogram ger en ytrepresentativ bild av skogsskadesituationen och genom Ståndortskarteringens markprovtagningar kan resultaten sättas i relation till bl.a. markens kemiska tillstånd. I både Riksskogstaxeringens och SVO:s skogsskadeinventering har trädskadornas utglesningsgrad bedömts från marken m.h.a. kikare. Förlusterna, som anges i procent av den barmängd ett ”friskt” träd skulle haft, anses ge ett mått på trädens hälsotillstånd.

6.1.3 Nedfall av försurande luftföroreningar

Nedfall av försurande luftföroreningar över skogsmark undersöks av IVL inom de nationella övervakningsprogrammen: Luft och nederbördskemiska nätet inom EMEP och Nederbördskemiska nätet samt inom regionala övervakningsprogram på uppdrag av Luftvårdsförbund och Länsstyrelser. Luft och nederbördskemiska nätet inom EMEP bedriver mätningar på fyra lokaler i landet (Rörvik, Aspvreten, Bredkålen och Vavihill) och Nederbördskemiska nätet omfattar ett 30-tal stationer runt om i landet. Den regionala övervakningen omfattar ca 70 lokaler i södra Sverige, ca 60 i mellersta Sverige och ca 30 lokaler i norra Sverige och utförs huvudsakligen på de permanenta observationsytor som SVO etablerat för övervakning av bl.a. skogsskador och markkemi.

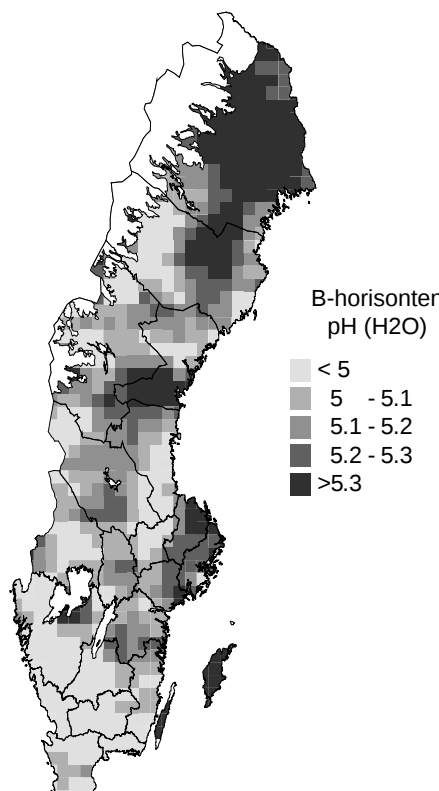
6.2 Nedfall av försurande luftföroreningar

Nedfallet av försurande luftföroreningar är högst i södra Sverige och lägst i landets norra del. Dessutom finns gradienter i väst-östlig riktning över landet. I södra Sverige finns en markant gradient med störst belastning av svavel och kväve och den suraste nederbörden i sydväst och med avtagande värden mot nordost. I mellersta och norra Sverige finns en gradient med större deposition på kustnära lokaler än på lokaler belägna inne i landet. Under perioden oktober 1989 – september 1995 uppgick den antropogena totaldepositionen av svavel i granskog till i medeltal mindre än 12 kg ha^{-1} i östra delarna av Götaland och till mer än 20 kg ha^{-1} i södra Skåne. Motsvarande värden för kväve är mindre än 5 kg ha^{-1} i östra Götaland och mer än 12 kg ha^{-1} i sydvästra Götaland (Hallgren Larsson m.fl., 1997). Nedfallet av svavel i landet har minskat markant sedan mitten av 1980-talet. För kväve syns inga tydliga trender. I stora delar av landet är nedfallet av både svavel och kväve i dag större än vad Naturvårdsverket angivit som miljömål för landet (Norrland: $2,5 \text{ kg S ha}^{-1}$ och 3 kg N ha^{-1} , Svealand: $2,5 \text{ kg S ha}^{-1}$ och 4 kg N ha^{-1} , Götaland: 3 kg S ha^{-1} och 5 kg N ha^{-1}). Framför allt överskreds miljömålen för svavel och kväve på flertalet lokaler i Götaland och Svealand, men även på kustnära lokaler i Norrland är svaveldepositionen (3 kg ha^{-1}) högre än miljömålet ($2,5 \text{ kg ha}^{-1}$). Försök att beskriva skogsmarkens känslighet för försurande nedfall genom utnyttjande av datamodeller (PROFILE och SMB) har gjorts i Älvsborgs, Jönköpings och Värmlands län. Beskrivningen för Älvsborgs län, som bl.a. omfattade indata från ca 700 av Ståndortskarteringens ytor, visade att den kritiska belastningsgränsen för S och N överskreds på 35-50% av länets ytor. I Jönköpings och Värmlands län, där beräkningarna var baserade på indata från bl.a. ca 600 respektive ca 900 av Ståndortskarteringens ytor, överskreds den kritiska belastningen på 60-85% av ytorna i respektive län. Högre värden erhöles genomgående med PROFILE-modellen.

6.3 Skogsmarkens försurningssituation

6.3.1 pH-värdet

pH-värdet i svensk skogsmark varierar över landet. Från Ståndortskarteringens resultat från jordprov insamlade under åren 1983-87 framgår att medelvärdet för pH (H_2O) (bestämt genom extraktion) i medelålders och äldre skog av ristyp på frisk mark är lägst i de inre delarna av sydvästra Götaland (3,7 i humusskiktet och 4,4 i rostjorden), [se även figur 6.1](#). I övriga delar av Sydsverige är marken mindre sur (3,8 i humusskiktet och 4,5 i rostjorden) och surheten avtar sedan mot norr i landet. I mellersta Sverige är medelvärdet för pH i dessa skogstyper 3,85 i humusskiktet och 4,7 i rostjorden och i norra Sverige 3,9 i humusskiktet och 4,9 i rostjorden. Vidare framgår av ovanstående material att totalt ca 1,2 miljoner hektar skogsmark i landet har pH-värden lägre än 4,4 i B-horisontens övre del, vilket är den gräns då halterna av oorganiska aluminiumföreningar i marklösningen ökar påtagligt. Drygt hälften av den skogsmarksareal som uppfyller detta kriterium återfinns i Götaland vilket motsvarar drygt 20% av denna regions skogsmarksareal. Värst är situationen i Kristianstads, Hallands och Älvsborgs län där dessa låga pH-värden förekommer på 34, 29 respektive 29% av den totala skogsmarksarealen ([Lundmark, 1989](#)). I övriga delar av landet är situationen bättre. I Svealand, södra Norrland och norra Norrland är denna pH-situation förekommande på ca 10, 10 respektive 4% av skogsmarksarealen.



Figur 6.1. pH- H_2O i B-horisonten. Data från Ståndortskarteringen 1983-1987.

Även de regionala undersökningar av markkemi i svensk skogsmark som utförts av bl.a. Länsstyrelser och Skogsstyrelsen visar att pH-värdena i södra Sverige är låga. Från den

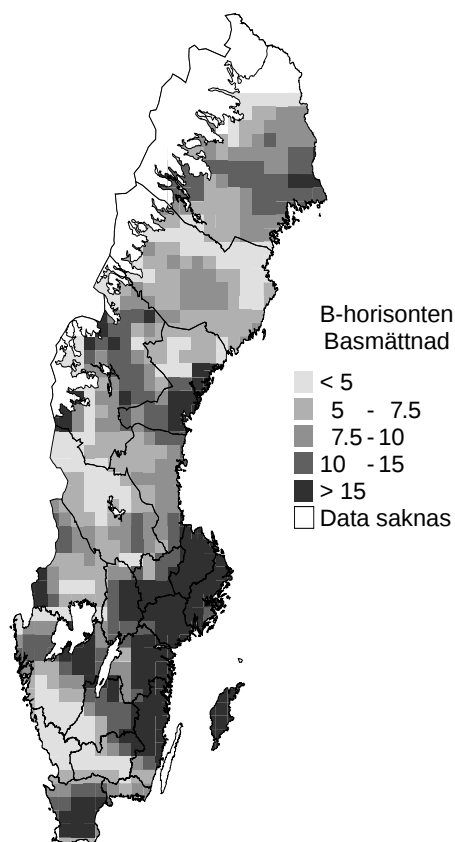
markprovtagning som 1989/90 utfördes på 44 fasta skogsprovtytor i Skåne, av Skånelänens Samrådsgrupp mot skogsskador, framgår att pH-värdet (mätt i 1M KCl, extraktion) i medeltal uppgår till 3,00 i humustäcket (med en variation från 2,44 till 4,51) och $4,2 \pm 0,25$ i den övre delen av rostjorden (Nihlgård, 1991). Länsstyrelsen i Göteborgs- och Bohus län utförde 1992 markkemiska provtagningar på 20 skogsytor ingående i det regionala miljöövervakningsprogrammet. Resultatet från pH-mätningarna visar att medelvärdet för pH (H_2O) (extraktion) i humusskiktet uppgick till 3,82 och pH (KCl) till 2,83. Motsvarande pH-värden för mineraljord på 35-40 cm djup var 4,82 respektive 4,32 (Westling, 1994).

pH-bestämningar utförda på markvatten i svensk skogsmark, insamlat på 50 cm djup 3 ggr per år av IVL under 1991-96 (1985-96 i Blekinge), visar en kraftig förurningspåverkan främst i landets södra delar. I Skåne och Blekinge har mycket låga pH-värden uppmätts ($< 4,4$; medianvärde) och i en kraftigt kvävebelastad skogsdunge i Skaraborgs län har markvattnet varit ännu surare (4,1 som medianvärde). I Svealand har generellt högre pH-värden hos markvattnet uppmätts; omkring 5 i Värmland, Västmanland och Östergötland och närmare 6 i Stockholms- och Södermanlands län. I Örebro län är markvattnet surare än i omgivande län; ca 4,6. I en studie av markvattnets pH i rostjorden i 180 markprofiler i Värmland konstaterades även en tydlig gradient med lägre pH-värden i södra Värmland (4,4-5,0) än i dess norra del (4,7-6,0). Markvattnet i Norrland, med undantag för två kustnära lokaler utanför Umeå och Luleå med pH runt 4,6, har i allmänhet visat sig vara mindre surt än i övriga delen av landet (omkring pH 6). De låga pH-värdena i markvattnet på de två Norrlandslokalerna kan delvis vara orsakade av naturlig förekomst av svavel i marken.

6.3.2 Förråden av baskatjoner och basmättnadsgraden

Förråden av baskatjoner och basmättnadsgraden i skogsmark är i dag kritiskt låga på många håll i södra Sverige. Detta har fastlagts i såväl nationella som regionala studier (Falkengren-Grerup m.fl., 1987; Nilsson, 1988b). Ståndortskarteringens material från 1983-87 visar att ca 30% av skogsmarksarealen i Götaland respektive Svealand har en basmättnadsgrad (mätt vid pH 7) i rostjorden som understiger 3% (figur 6.2). För norra Norrland är motsvarande värde 15%. Markundersökningar utförda 1988/89 på fasta skogsprovtytor i Skåne visar att basmättnaden på flertalet ytor underskrider de förslag till riktmärken som angivits för skogsmark. I några fall är basmättnadsgraden på 20-30 cm djup i mineraljorden så låg (3-5%) att man anser att motåtgärder bör genomföras (Nihlgård, 1991). Under de senaste 30-50 åren har baskatjonförrådets storlek minskat med cirka 30-50% i landets södra del vilket motsvarar en minskningstakt om ca 1% per år (Falkengren-Grerup m.fl., 1987; Falkengren-Grerup och Tyler, 1991; Hallbäcken, 1992). I landets norra del har både ökade och minskade baskatjonförråd uppmätts vilket inte ger någon entydig bild av utvecklingen. Dock verkar inte baskatjonförråden i norra Norrland ha påverkats i lika hög grad som förråden i landets södra delar. Karlton (1998) jämförde baskatjonförekomst i svensk skogsmark enligt Ståndortskarteringens inventeringar 1983-1985 och 1993-1996. Landet var därvid indelat i en västlig, en östlig och en nordlig region. Resultaten visade att koncentrationerna av Ca, Mg, K och Na i humuslagren i de flesta fall hade stigit från det första till det senare inventeringstillfället, dock endast undantagsvis signifikant. I B-horisonterna hade däremot halterna Mg, K och Na i de flesta fall avtagit. Kalcium i B-horisonten visade emellertid tecken på ökning. Sammantaget så hade Ca+Mg mättnaden stigit i humuslagret men avtagit i B-horisonten. Detta antyder möjligen en omfördelning av baskatjoner i marken mot ytliga lager. Underlag saknas dock för närvarande att balansera mängdförändringarna i horisonterna mot varandra och Ståndortskarteringens material kan alltså inte ge en entydig bild av

baskatjonförändringar i svensk skogsmark.



Figur 6.2. Basmätnadsgraden i B-horisonten. Data från Ståndortskarteringen 1983-1987.

Beräkningar av baskatjonförluster (nettobalans) i skogsmark baserade på modellen PROFILE respektive historisk vittring och interpolerade markkvattendata från skogliga observationsytor i Älvsborgs, Värmlands och Jönköpings län tyder på betydande årliga minskningar av baskatjonförråden i skogsmark. Ca+K+Mg-förlust förelåg på 55-75% av de undersökta ytorna i Jönköpings län, på 90-98% av ytorna i Värmlands län och på 85-90% av ytorna i Älvsborgs län. Det högre värdet erhöles när modellberäkningarna baserades på historisk vittring. Den årliga baskatjonförlusten beräknades till $>0,5 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$ på 15-25%, 50% och 35% av ytorna i Jönköpings, Värmlands respektive Älvsborgs län. Förlusten var $> 0,8 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ på 8% av ytorna i Jönköpings län, på 10% på ytorna i Värmlands län och på 14% av Älvsborgs läns ytor (Stegman och Sverdrup 1996, 1997, 1998). Modellberäkningarna visar att skogarna i de nämnda länen går med ett stort underskott framför allt vad gäller Ca och Mg. Detta kommer att resultera i att även basmätnadsgraden på sikt kommer att minska. Olsson m.fl. (1993) modellerade förlust av baskatjoner genom skörd av biomassa och vittring och visade på deficit i stora delar av landet för Ca, Mg och K. Olsson m.fl. (1998) beräknade för 20 av skogsvårdsorganisationens observationsytor i Götaland baskatjonbalanser som en funktion av vittring, deposition, utlakning och biomassans nettoupptag. Alla ytorna utom tre uppvisade nettoförluster. I medeltal för samtliga ytor och med beaktande av enbart stammarnas upptag var underskottet $4 \text{ cmol}_c \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ för Ca+Mg+K (= 2% av det utbytbara förrådet till 0,5 m djup). Med beaktande av hela den ovanjordiska biomassans ackumulation var underskottet 8

$\text{cmol}_c \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$. Underskottet fördelade sig olika mellan olika katjoner. Störst var underskottet för Ca, medan K var ungefärligen balanserat.

6.3.3 BC/Al-kvoterna

BC/Al-kvoterna i markvattnet på 50 cm djup i skogsmark underskrider i dag regelmässigt värdet 1,0 på många platser i landet. En BC/Al-kvot under 1,0 anses av vissa forskare (ex. Meiwes m.fl., 1986; Sverdrup m.fl., 1992) vara skadligt för trädens finrötter. Generellt är kvoterna lägre i södra Sverige än i dess norra del även om låga BC/Al-kvoter har uppmätts på två kustnära lokaler utanför Umeå och Luleå. Det är dock troligt att dessa beror på en naturlig förekomst av svavel i marken. I både Götaland och Svealand visar kvoten en tydlig sydvästlig-nordostlig gradient med lägre värden i väster än i öster. Enligt beräkningar kommer på sikt endast ca 20% av skogsmarken i landet ha BC/Al-kvoter över 1,0 i mineraljordens övre del (Sverdrup m.fl. 1992). Beräkningarna har utförts med den markkemiska modellen PROFILE och är baserade på 1990 års nedfallsnivå samt bl.a. markdata från ca 1900 av Ståndortskarteringens provvytor i landet. Beräkningarna avser det marktillstånd som uppnås vid jämvikt med det sura nedfallet. Flera forskare (Boudot m.fl., 1994; Örlander m.fl., 1994; Lökke m.fl., 1996; Holm & Eldhuset, 1996; Binkley & Högberg, 1997) anser dock att BC/Al-kvoten i markvattnet inte är ett relevant mått på kritisk belastningsgräns för träden.

7. Effekter av försurningen på markekologiska processer

7.1 Nedbrytning och mineralisering av organiskt material

En fortsatt markförsurning innebär att artsammansättningen för mikro-organismerna i skogsmarken förskjuts mot fler svampar och färre bakterier. Vissa större markdjur minskar i antal eller försvinner, medan andra gynnas av försurningen. Totalt sett torde dock nedbrytningen av organiskt material och därmed frigörelsen av växtnäringsämnen minska på sikt om markförsurningen fortsätter.

Nedbrytning av organiskt material utgör en nyckelprocess i cirkulationen av kol och näringsämnen i skogsekosystemet. Processen resulterar i att det kol och de växtnäringsämnen som varit bundna i organiskt material åter blir tillgängliga och på nytt kan utnyttjas för biomassaproduktion. Nedbrytningen sker i olika steg och utförs av mikroorganismer och markdjur där varje art mer eller mindre är knuten till ett visst steg i processen. Under nedbrytningens gång förändras den kemiska sammansättningen hos det organiska materialet. De lättnedbrytbara komponenterna nedbryts först vilket resulterar i att de svårnedbrytbara komponenternas andel i det organiska materialet ökar med tiden. Samtidigt kan mellanprodukter bildade under nedbrytningens gång reagera med varandra och bilda mycket stabila föreningar som nedbryts mycket långsamt (humus). Generellt gäller att färre och färre organismgrupper har förmåga att delta i nedbrytningen ju längre nedbrytningen av det organiska materialet går. Det faktum att varje steg i nedbrytningsprocessen kräver sina specifika nedbrytare gör att processen kan störas av faktorer som påverkar de nedbrytande organismerna. När det gäller effekten av försurning är det känt att både nedbrytarnas artsammansättning som aktivitet påverkas av surhetsgraden i miljön. Bakterier, med optimum för sin verksamhet vid pH 7-8, föredrar en mindre sur miljö än t.ex. svampar som har ett bredare pH-optimum. Detta kan betyda att markförsurning resulterar i en förskjutning av mikroorganismernas artsammansättning mot mer svampar och färre bakterier (Raubuch & Beese, 1995). Även markdjuren påverkas av markens surhetsgrad. De större daggmaskarterna är t.ex. mycket känsliga för låga pH och saknas därför i barrskogsmark. Daggmaskarna har en viktig funktion i marken vad gäller blandningen av organiskt material med mineraljord. Deras aktivitet resulterar i ökad luftning av marken, stimulerad bakterieaktivitet samt ökad nedbrytningshastighet av det organiska materialet.

Vid markförsurning minskar därför sannolikt nedbrytningshastigheten hos det organiska materialet och därmed också frigörelsen av de däri bundna växtnäringsämnena. Lägre nedbrytningshastighet har uppmätts i ett flertal fältförsök på experimentellt försurad mark (Hovland and Abrahamsen, 1976; Bååth m.fl., 1979 & 1980; Håggvar och Kjondahl, 1981; Lee and Weber, 1983; Berg, 1986a & 1986b). Även resultaten från laboratieförsök, där avgivningen av koldioxid mätts efter syratillförsel, tyder på att markrespirationen minskar vid försurning (Persson m.fl., 1989). Det finns dock även studier där inga tydliga effekter konstaterats av vare sig experimentell försurning eller en hög "naturlig" försurningsbelastning (Cronan, 1985; Fritze, 1988). Det är därför svårt att dra några säkra slutsatser beträffande försurningens effekter på omsättningen av organiskt material. Klart är att en minskad nedbrytning oftare uppmätts än en oförändrad nedbrytning. Det är dock ovisst om de

experimentella försurningsförsöken speglar den egentliga situationen eftersom oftast mycket höga givor av svavelsyra tillförts. Den påtagliga effekten på nedbrytningen på experimentellt försurade ytor kan därför eventuellt förklaras av en kraftig pH-sänkning till följd av de höga syradoserna. Å andra sidan finns studier som rapporterat en signifikant effekt på nedbrytningen där markens pH endast förändrats relativt litet trots höga syragivor.

7.2 Vittring.

Vid ett lägre pH-värde ökar upplösningen av mineralen i marken, d.v.s. vittringen ökar. Samtidigt minskar dock upplösningen av organiskt material, vilket medför att den av organiska syror beroende vittringen minskar. Markförsurningen påverkar troligen inte mykorrhizavittringen. Sammantaget torde markförsurningen leda till en nettoökning av vittringen.

7.2.1 Vittringsberäkningar

Huvuddelen av de grundämnena, som är nödvändiga för högre växters normala utveckling, hämtar skogsträden från marken. I förhållande till skogsbeståndets och markvegetationens upptag är markens totala innehåll av näringsämnen mycket stort, men endast en bråkdel av detta näringsförråd är emellertid omedelbart tillgängligt för växterna. Den enda långsiktiga naturliga process som förser vegetationen med mineralnäringsämnen är den kemiska vittringen. Med vittring i detta sammanhang menas de processer som leder fram till en upplösning och mobilisering av markmineralens grundämnen. Via vittringen ersätts kontinuerligt förlusterna av baskatjoner, som tas upp i vegetation och förs bort från ståndorten bl a vid skörd. Ett uthålligt utnyttjande av marken förutsätter att de näringsämnen som ståndorten förlorar vid skörd av biomassa i sin helhet kompenseras genom vittring. Den kemiska vittringen förbrukar vätejoner och är också en process som motverkar vätejonansamling och pH-sänkning i mark och vatten. Vittringen motverkar därför effekterna av sur atmosfärisk deposition.

Intresset för vittring inleddes för Sveriges del redan i början av seklet av skogsforskare som Olof Tamm, som såväl studerade den kemiska förändringen i markprofiler orsakad genom naturliga markprocesser som empiriska laboratorieförsök. I samband med den intensifierade forskningen under 1970-talet (Rosenqvist, 1977) om det sura regnets inverkan på de olika ekosystemen tilldrog sig vittringsforskningen förnyat intresse. Ett huvudmål var att kunna bedöma vittringens konsumtion av protonflödet som tillfördes via nederbörden. De mest omfattande studierna inriktades då mot avgränsade, väl definierade avrinningsområden (Rosén, 1982) där en elementbudget kunde baseras på inkommande och utgående flöden av såväl baskatjoner som anjoner av starka oorganiska syror. Vittringen har i sådana studier beräknats som deficit mellan inkommande och utgående elementflöden och förutsätter således att inga förrådsförändringar av baskatjonpooler i marken inträffat.

En annan metodik för bedömning av vittringshastigheter bygger på markprofilstudier där effekterna av den kemiska vittringen beräknades som materialförluster under en tidrymd som baserades på den kvartärgeologiska kronologin samt i marken förekommande mineral och

bergarter (bl.a. Olsson m.fl., 1993). Enligt dessa beräkningar varierar vittringen i Sverige i huvudsak mellan 2 och 8 $\text{cmol}_c \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$. Denna metod att beräkna vittring kallas ibland historisk och ger ett medelvärde på ståndortens vittring för en lång tidsrymd men ger ingen möjlighet att bedöma vittringshastigheten som en dynamisk process som varierar med bl a väder och markanvändning. Den historiska vittringen av Ca+Mg+Ca är dock av samma storleksordning som vittringen enligt PROFILE modellen (se nedan).

Andra metoder som tillämpats var algoritmer med variation i isoptopsammansättningen hos nederbörd, markmineral och avrinningsvatten. Isotoper av strontium förutsattes ha likartade geokemiska och fysiologiska egenskaper som kalcium vilket gjorde att man kunde förvänta att kalcium ur vittringssynpunkt betedde sig lika som Sr (Jacks m.fl., 1989; Bain & Bacon, 1994).

Baserat på olika minerals rent fysikaliskt-kemiska vittringskinetik utvecklades matematiska modeller för beräkning av vittringshastigheten under olika simulerade scenarier. Exempel på sådana modeller är PROFILE (Sverdrup & Warfvinge, 1993a) och MAGIC. Under förutsättning att ingångsparametrarna är relevanta är dessa modeller användbara för prognoser där resultaten kan extrapoleras i både tid och rum (Warfvinge och Sverdrup, 1992a). Sverdrup och Warfvinge (1991) har sammanställt en vittringskarta över Sverige med värden i huvudsak mellan 2 och 20 $\text{cmol}_c \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, samt presenterar även en vittringskarta över Danmark med samma storleksordning på vittringen.

En sammanfattning av vittringsforskningen i Skandinavien under 1980-1990 har presenterats av Jacks (1990). En motsvarande presentation av vittringsforskningen inom skotska och norska avrinningsområden presenterades av Bain m.fl. (1990; 1994).

Under 1990 initierades i de nordiska länderna forskning som syftade till att belysa de kemiska vittringsprocesserna i fält (Rosén 1991). I samband med ett integrerat nordiskt forskningsintresse för kemisk vittring har betydelsen av de organiska komponenterna intensifierats. Betydelsefulla undersökningar av markvätskans organiska komponenter har presenterats av Lundström (1993) där även laboratorieförsök genomförts. Den ökade vittringshastighet som erhållits med organiska syror istället för de traditionella försöken med utspädda starka syror har relaterats till den s.k. ligandeffekten som erhålls vid komplexbildning med organiska anjoner. Experimentella studier indikerar (Raulund-Rasmussen m.fl. 1998) att den ligandberoende upplösningen spelar en viktigare roll än den protonberoende vittringen vid pH 4. Den relativa ligandeffekten (RLE) definierades som kvoten mellan utlösningshastighet i ett humuscentrifugat och i HCl-lösning, vid ett och samma pH. Den relativa ligandeffekten var olika för olika element samt var beroende av halten organiskt material i lösningen och pH. För Si var RLE upp till 10. Ett ytterligare viktigt resultat var att humusextrakten betedde sig likartat, oavsett ståndortsförhållanden, t ex trädart eller humusform. Resultaten indikerade därför att upplösningen av mineral främst är en funktion av halten organiskt material och inte av typen organiskt material. När liganderna bildar ytkomplex med mineralfasen blir bindningarna till komplexen starkare än mineralets inre bindningar. Detta skulle vara en förklaring till en snabbare upplösning genom den s.k. ligandeffekten (Sposito, 1989; Sverdrup, 1990). Ett indirekt stöd för tesen om den organiska substansens betydelse för vittring är jämförande studier över ackumulation av baskatjoner i biomassan i relation till förrådsförändringar i marken. T. ex. noterar Alriksson och Eriksson (1998a) i ett trädslagsförsök att den stora skillnaden i Ca och Mg ackumulation i gran med snabb tillväxt relativt tall med långsammare växt visserligen åtföljs av en skillnad i markens förråd ned till 15 cm djup i mineraljorden, men att skillnaden i markförrådets storlek inte är

lika stor som skillnaden i biomassans innehåll. Detta kan tyda på att en högre produktion genererar mer organiskt material till marken med snabbare vittring till följd och kompensation av större upptag.

En slutsats av dessa studier är att åtgärder som bidrar till en hög tillförsel av organiskt material till marken, och som inte ödelägger befintliga förråd, stimulerar vittringen. Till dessa åtgärder hör en hög biologisk produktion inklusive hög förnaproduktion. Det kan därför vara så att den ökande medeltillväxten av skog under de senaste 50 åren i viss mån själv kompenserar för det ökade näringsupptaget i biomassan.

Delvis nya rön har visat mykorrhizans roll för vittringen. Håligheter i korroderade mineral och bergartskorn har kopplats samman med svampar och andra mikroorganismer som utsöndrar organiska syror. De ytterst fina svamptrådarna har således förmåga att även ur de grövre fraktionerna, sand, grus och sten ta upp mineralnäring åt trädens finrötter (Jongman m.fl., 1997). De vittringsmodeller som ovan berörts (PROFILE, Sverdrup & Warfvinge 1993a, samt Olsson m.fl. 1993) inkluderar kvantitativt mykorrhizavittringen. Den stora betydelsen av den nya kunskapen om mykorrhizans roll ligger främst i att den visar på dynamiken i näringsupptaget.

Vittringen har ansetts vara proportionell mot specifika ytan av markpartiklarna (t.ex. PROFILE-modellen). Av denna anledning har vittringen kopplats till markens finpartiklar, t.ex. <2 mm (Olsson m.fl., 1993). Undersökningar av den kemiska vittringen utförda vid Sveriges geologiska undersökning (Ek & Snäll, 1995; Lång, 1995; Engdahl, 1997) visar dock de grövre fraktionernas betydelse, dvs sand och grusfraktionerna. Ek och Snäll (1997) undersökte densitet och kemisk samt mineralogisk sammansättning av partiklar i fraktionen 4 - 5,6 mm (grovgrus). De fann att kornen i E- och B-horisonter hade bl a lägre halt av Ca och Mg, samt lägre densitet relativt kornen i C-horisonter. En jämförelse av sammansättningen av granitkorn 4 - 5,6 mm i 2 podsoler (Ek & Snäll, 1997) med sammansättningen av fraktionen <2 mm i 21 podsoler över hela Sverige (Mats Olsson, opublicerade uppgifter) visar enligt tabellen nedan att den grövre fraktionen har vittrat lika mycket som den finare fraktionen.

Relativ elementfördelning i två partikelklasser

Horisont	Mg		Ca		K	
	0-2mm*	4-5,6mm**	0-2mm*	4-5,6mm**	0-2mm*	4-5,6mm**
E	31.1	26.6	65.0	49.2	99.4	136.7
B	88.1	88.9	90.0	86.3	94.1	94.4
C	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

* Data från 21 podsoler (Mats Olsson, opubl.)

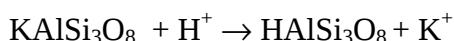
** Data från 2 profiler efter Ek och Snäll 1997

Om vittring således sker också i fraktionen 2 - 20 mm (grus), och eftersom denna fraktion viktsmässigt uppgår till ca 10-20% av totala vikten av partiklar 0 - 20 mm, blir slutsatsen att vittring enligt PROFILE (Sverdrup & Warfvinge, 1993a) och Olsson m.fl. (1993) är underskattad med ca 10-20%. Ek och Snäll (1997) redovisar elementförluster från partiklar 4-5,6 mm i E-horisonter i bl a 6 profiler. Om dessa förluster anses föreligga inom 0-30 cm i marken samt om grushalten antas vara 10% uppgår förlusterna av Ca+Mg+K till ca. 1,5 -2,5

$\text{cmolc m}^{-2} \text{ år}^{-1}$. Detta stämmer väl med slutsatsen att vittringen enligt PROFILE (Sverdrup & Warfvinge, 1993a) och Olsson m.fl. (1993) är underskattad med ca 10-20%.

7.2.2 Effekter av försurning på vittring

Oavsett vilka källorna är måste den kemiska vittringen betraktas som avhängig ett protonflöde enligt nedanstående generella formel för vittring av fältspat.



Surheten eller vätejonaktiviteten hos de vattenlösningar som perkolerar markprofilen kan i strikt kemisk mening styras av koldioxidtrycket och dissociationen av kolsyra, syra-bas jämvikterna hos markens organiska material och hydratiserade aluminiumpolymerer samt utbytesreaktioner med sekundära mineral. Härtill kommer antropogent genererade tillskottet av starka syror via nederbörden (surt regn). Naturliga processer som konsumerar protoner och motverkar ett sänkning av pH värdet och basmättnaden i marken är främst de primära mineralens vittring.

En ökad protonaktivitet resulterar i höjd vittringshastighet - en s.k. pH-effekt på vittringen. Vätejonerna tränger in i silikatmineralens gitterstrukturer och förtränger olika metallkationer samt kan orsaka kollapsade strukturer. Enligt Berg (1997) ökar vittringen linjärt med sjunkande pH värde under pH 5. Inom intervallet 5 - 9 är däremot vittringen låg. Sverdrup (1990) redovisar från experimentella studier ökande upplösningshastighet för mineralen epidot och hornblende med sjunkande pH. Inom intervallet pH 3-6 ökade vittringshastigheten med ca. 5 - 10% per sänkt pH-enhet. Raulund-Rasmussen m.fl. (1998) redovisar ca dubbelt så hög upplösning av olika fältspater vid pH 3 jämfört med pH 4. Enligt dessa resultat borde således en markförsurning initiera en snabbare vittring och en förbättrad kompensation av förlorade baskationer.

Ligandeffekten är pH-beroende och svagare ju lägre pH är. Således går ligandeffekt och pH-effekt åt olika håll vid en pH-förändring. Vid försurning kommer alltså en sämre ligandeffekt delvis bromsa pH-effekten. Nettoeffekten av en försurning blir troligtvis i de flesta fall ändå en viss ökad vittring, till viss del beroende på vilken metall det är frågan om. Ligandeffekten är t ex större för Fe än för K, varför en pH-sänkning kan öka K-vittringen men sannolikt ej Fe-vittringen.

Sannolikt innebär försurning ingen större förändring av mykorrhizavittringen och näringsupptaget. De flesta mykorrhizasvampar har stor tålighet mot lågt pH och många svampar har pH-optima närmare 3 än 4 och växer fortfarande vid pH-värden kring 2,8 (Nylund, 1995; Hung & Trappe, 1983). I en del undersökningar vid fält- och lysimeterförsök med konstgjort surt regn har dock en negativ effekt på rotmängd och mykorrhizabildning påvisats (Nylund, 1995). De negativa effekterna kan då kopplas till ökad kväve mineralisering och ökad löslighet av Al under pH 4,5. Se vidare avsnitt 8.1.3.

Sammanfattningsvis torde försurning leda till en viss nettoökning av vittringen, men det saknas underlag för att precisera sambandet.

7.3 Spårämnen

Spårämnen som i lösning föreligger som katjoner blir mer lösliga vid markförsurning. Det betyder att en del spårämnen som är essentiella för växter och djur kan bli mer tillgängliga, men att risken för toxiska halter också ökar. Även icke-essentiella spårämnen i katjonform blir mer tillgängliga och kan tas upp av växter och djur, med eventuella skadeverkningar som följd. Utlakningen av dessa ämnen ökar också med följd att halterna av dessa ämnen ökar i grund- och ytvatten. De spårämnen som föreligger som anjoner i lösning minskar i allmänhet sin löslighet vid ett minskat pH-värde och deras biotillgänglighet reduceras därvid.

Med spårämnen menas här element som förekommer i låga koncentrationer i levande organismer. Flera av dessa är livsnödvändiga, essentiella för växter och djur, t ex Zn, Cu, Co, Fe, Mo, och Se medan vissa, t ex Pb och Hg saknar påvisade nödvändiga effekter. De spårämnen som framför allt förknippas med bristnivåer i växter är B, Cu, Fe, Mn, Mo och Zn (Alloway, 1990). Kobolt är viktigt för vissa kvävefixerare (Alloway, 1990). För spårämnena, liksom för andra element, gäller att de kan förekomma i överoptimala koncentrationer och då ha giftverkan. Bland spårämnena inkluderas tungmetaller som definieras med att specifika vikten överstiger ca. $5\text{--}6\text{ g cm}^{-3}$ (t ex Alloway, 1990). Spårelementen förekommer framför allt som primära mineral med i regel mycket låg löslighet och biotillgänglighet. Som mer lösliga förekommer de i utbytbar form vid markkolloider genom elektrokemiska bindningar, eller specifikt adsorberade vid partikelytor genom kovalenta komplexbindningar. Lösligheten av tungmetallerna är avgörande för deras tillgänglighet och således också för deras miljöeffekter. Generellt gäller för katjoner, t ex Co^{3+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Hg^{2+} och Cr^{3+} , att de är mer lösliga vid sura förhållanden (Norton, 1977; Brümmer & Herms, 1983; Bergkvist, 1986; Alloway, 1990). Utöver dessa bindningsformer kan också metaller finnas utfällda tillsammans med andra mineral och som egna specifika mineral. Exempel på samutfällningar är t ex Mn i järnföreningar samt Cd i karbonater. Egna mineral är t ex blyfosfat. Även i dessa fall är lösligheten högre vid lägre pH värde.

Kadmium och Zn hör till de mest mobila och biotillgängliga metallerna i sura jordar (Scheffer & Schachtschabel, 1989). Zink, Cd, Cu och i någon mindre grad Pb är mer lösliga vid pH 4-5 än 5-7 (Brümmer & Herms, 1983). Alriksson (1998a) visade att sänkt pH i samband med skogsplantering på igenlagd åkermark ökade mobiliteten av främst Cd, men även andra tungmetaller i A horisonterna. Ökad aciditet kan därför väntas öka läckaget av Cd och Zn. Hedlund m.fl. (1997) har för Cd genomfört en översiktlig kunskapssammanställning med inriktning på tidstrender och regionala mönster i Sverige. Den visar att de högsta halterna av kadmium i mårskiktet finns i sydvästra Sverige. Selinus m.fl. (1996) karterade Cd i lever och njure från älg och fann högsta halter i sydvästra Sverige samt konstaterade en god överensstämmelse med försurningsmönstret. Falkengren-Grerup m.fl. (1987) har för lokaler i södra Sverige visat på minskade koncentrationer av utbytbart Zn i marken. Aastrup m.fl. (1996) rapporterade att förrådet av Zn i B-horisonterna minskar i södra Sverige och att budgeten (våtdeposition-utlakning) för Zn är negativ i sydvästra Sverige. Även för metallerna Co och Ni gäller att lösligheten är främst pH-beroende (Alloway, 1990; Uren, 1992).

Vissa metaller, t ex Cu, Pb och Hg bildar starka komplex med organiska föreningar (Friedland & Johnson, 1985; Turner m.fl., 1985; Aastrup m.fl., 1991) och kan transporteras med löst organisk substans (Tyler, 1981; Pohlman & McColl, 1988; Berggren, 1990; Berggren m.fl., 1990; Lee & Hultberg, 1990; Lee & Iverfeldt, 1991). Dessa metaller, t ex Pb och Cu, anrikas dels i humuslager (Asche & Beese, 1986; Andersson m.fl., 1989) men omfördelas i hög grad som organiska komplex till B-horisonernas järn- och aluminiumföreningar (Bergkvist m.fl., 1989). Merparten av dessa metaller föreligger i markens B-horisonter (muntlig uppgift Agnetha Alriksson). Ökad aciditet i marken innebär mobilisering av såväl utbytbara former i som specifikt adsorberade i humuslager och B-horisonter. Lösligheten sammanhänger emellertid inte bara med pH utan också i hög grad med den organiska substansens löslighet, dvs andelen löst organiskt kol (DOC). Den organiska substansens löslighet har experimentellt visat sig vara lägre vid lägre pH (Vance & David, 1989; Tipping & Woof, 1991; Ingvar Nilsson, muntlig uppgift). Ökad aciditet i marken betyder alltså ökad rörlighet på metaller bundna specifikt till utfälda järnföreningar i marken, men samtidigt mindre rörlighet av löst organisk substans och därmed mindre mobilitet för de metaller som är komplexbundna till organiskt material. Nettoeffekten är dock ökad utflöde från B-horisonter av Pb och Cu (Bergkvist, 1987).

Kvicksilver kan förekomma i olika former i naturen, men metylkvicksilver (CH_3Hg^+) är den mest toxiska formen och ackumuleras i näringskedjorna. På grund av det organiska materialets effektiva adsorption av kvicksilver även vid låga pH-värden så ackumuleras större delen (ca 80 %) av det via depositionen tillförda kvicksilvret till humuslagret (Aastrup m.fl., 1991; Lee m.fl., 1994). Det kvicksilver som transporteras vidare är starkt kopplat till organiskt material (Mierle & Ingram, 1991; Lodenius, 1994). Stora mängder kvicksilver finns även i B-horisonen och har sannolikt ackumulerats där sedan den senaste istiden. Transporten av kvicksilver djupare ner i mineraljorden är ytterst liten. Det kvicksilver som transporteras ut till ytvattendrag är främst kopplat till organiskt material och transporten sker således främst i de övre marklagren.

Bor är ett essentiellt spårämne. Det utgör en viktig komponent i bl.a. växternas cellväggar och i vissa cellfunktioner (Jackson & Chapman, 1975). Växterna behöver dock relativt små mängder bor och skillnaden mellan bristnivå och giftverkan är förhållandevis liten för flertalet växtarter (Gupta m.fl., 1985). I marklösningen förekommer B huvudsakligen som en odissocierad syra, H_3BO_3 . I denna form är B lätttröglig och lakas lätt ur marken. Hur starkt B adsorberas till markpartiklarna beror bl.a. av markens pH, textur, innehåll av organiskt material, lermineralogi och katjonutbyteskapacitet. Adsorptionen av B till markpartiklarna minskar med pH-värdet (Barber, 1984). Tillgängligheten av B ökar således med ett minskat pH-värde, men samtidigt ökar också utlakningen. I sura jordar finns relativt lite B i mineraljorden och det organiska materialet utgör ofta huvudkällan för B till växterna (Gupta m.fl., 1985).

De flesta anjoners löslighet uppvisar en motsatt bild gentemot mot katjonerna, dvs den stiger med ökat pH. Till denna grupp hör bl a molybden och selen.

Molybdenhalten i berggrunden är oftast mindre än 3 mg kg^{-1} . Sedimentära bergarter som kalksten och sandsten har generellt låga molybdenhalter ($< 1 \text{ mg kg}^{-1}$). Lerskiffrar och liknade bergarter har ofta ett högre molybdeninnehåll liksom de magmatiska bergarterna, ex. gnejser och graniter, vilka vanligtvis har molybdenhalter på $1\text{-}2 \text{ mg kg}^{-1}$. Molybdenhalten i de lösa avlagringarna varierar, globalt sett, mellan $0,013\text{-}30 \text{ mg kg}^{-1}$ med ett medelvärde på ca $1,8 \text{ mg kg}^{-1}$.

kg⁻¹ (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Karlsson (1961) redovisade ett medelvärde på 1,8 mg kg⁻¹ för 14 svenska jordbruksjordar. Vid ståndortskarteringens omdrev 1983-87 togs inom skogsmark 1 508 moränprover på 50 cm djup. Huvuddelen av dessa prover hade en molybdenhalt som understeg 4 mg kg⁻¹ (Melkerud m.fl., 1992). Vanligtvis brukar de jordar som bildats från gnejser och graniter ha relativt höga molybdenhalter (Adriano, 1986). I marken förekommer molybden, under oxiderande förhållanden, vanligtvis som anjonen molybdat, MoO₄²⁻. Denna anjonform dominerar vid pH-värden över 4,2 (Lindsay, 1979). Löslighet och biotillgänglighet minskar vid sjunkande pH i marken, i takt med att molybden specifikt adsorberas vid bl. a. järn- och aluminiumföreningar i B-horisonter, samt organiskt material (Karimian & Cox, 1978; Gupta & Lipsett, 1981; Adriano, 1986; Mikkonen & Tummavuori, 1993; Bibak & Borggaard, 1994; Gupta, 1997). Molybden har visats ackumuleras bland annat i övre B-horisonten till följd av låga pH-värden och höga halter humus just i denna horisont (Alloway 1990).

Selen förekommer som olika joner med olika oxidationsgrad, t ex selenit (SeO₃²⁻) och selenat (SeO₄²⁻). Selenit adsorberas lättare än den mer mobila och biotillgängliga selenatjonen (Alloway, 1990). Selenit adsorberas specifikt till oxider i B-horisonterna och adsorptionen avtar med stigande pH (Hingston m.fl. 1968 och Alloway 1990). Proportionen mellan selenit och selenat är beroende av markens pH och redoxpotential. Löslighet och biotillgänglighet minskar vid sjunkande pH i marken till följd av starkare adsorption av selenit och en lägre andel mobilt selenat. En ökning av pH leder till ökad andel mobilt selenat och lägre adsorption av selenit. Enligt Ross (1990) utgörs det selen som kommer med nederbörden främst som selenit. Selenit binds starkt till det organiska materialet i humusskiktet (Gustafsson & Johnson, 1992). Transporten av Se nedåt i markprofilen är mycket liten och sker främst i form av organiska komplex (Johnsson, 1995). Eftersom retentionen av Se till det organiska materialet i humusskiktet inte påverkas så mycket av pH-värdet (Gustafsson & Johnsson, 1994), har markförsurningen troligen ingen större effekt på selens biotillgänglighet. Enligt Adriano (1986) finns det inga övertygande bevis på att selen är ett essentiellt ämne för växterna. För djur och människor är dock selen ett viktigt mikronäringsämne. Höga selenhalter kan vara toxiskt för både växter och djur.

7.4 Fosfor

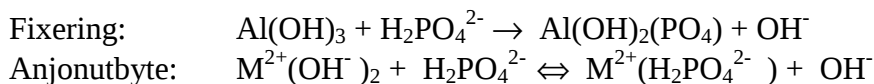
Försurningen är inget hot mot förrådet av P i marken, men däremot mot biologisk tillgängligheten av P. Vid försurning frigörs P i långsammare takt från humuslagret samt binds hårdare i podsolernas rostjord.

Fosfor förekommer främst i mineralet apatit samt bundet i markens organiska substans respektive starkt fixerat till utfällda järn- och aluminiumföreningar i markens B-horisonter (s.k. sekundära mineral). I karbonatjordar med höga pH-värden kan fosfor fixeras till karbonater. Fosfor förekommer fritt i marklösningen vid pH lägre än 6 främst som fosfatjonen H₂PO₄⁻, men i mycket låga koncentrationer (Yanai, 1991; Brady & Weil, 1996). Vid högre pH-värden föreligger huvuddelen av fosfor som HPO₄²⁻. Genom den låga lösligheten uppvisar fosfor ett naturligt slutet kretslopp mellan mineralisering av organisk substans och växtupptag. Förluster från skogsekosystem är därför naturligt förhållandevis

små. Skogsbruket innebär dock förluster i form av uttag av biomassa. Långsiktiga näringsbalanser för skogsmark (Olsson 1996) antyder att vittring av apatit i de flesta fall väl balanserar förluster av fosfor och att därför förråden av organiskt bundet fosfor och järn- och aluminiumbundet fosfor inte minskar. Dock skall noteras att osäkerheten kring vittringstillskotten från apatit är stor.

Effekten av försurningens inverkan på markens fosforutbud rör därför inte förråden i så hög grad, men däremot tillgängligheten, dvs hur hårt fosfor är bundet och i vilken takt det mineraliseras respektive frigörs från markens järn- och aluminiumföreningar. Effekter av försurning på omsättning av organiskt material och mineralisering av olika ämnen är beskrivet under avsnitt 7.1. Den generella slutsatsen att markförsurning sannolikt minskar nedbrytningshastigheten hos det organiska materialet och därmed också frigörelsen av de däri bundna växtnäringsämnena bör gälla även fosfor. Killham (1994) drar slutsatsen att markförsurning kan kopplas till minskad löslighet av organiskt material och med utfällning av många organiska kolloider, samt att sur deposition kan reducera substrattillgänglighet för nedbrytare i marken och på så sätt hämma deras aktivitet i marken.

Bindningen till järn- och aluminiumföreningar kan illustreras på följande sätt:



Båda förloppen är pH-beroende på så sätt att lägre pH innebär starkare fastläggning.

8. Effekter av försurningen på flora och fauna

Den höga svavel- och kvävedepositionen över Sverige under 1900-talet har lett till stora förändringar av växt- och djursamhällen på land och i vatten. De kraftigaste effekterna har konstaterats för algfloran och faunan i försurade vattenmiljöer. I detta kapitel behandlas dock främst hur den terrestra floran och faunan påverkats av markförsurningen och kvävedepositionen. Direkta effekter av luftföroreningar såsom SO₂, NO_x, ozon m.m. på flora och faunan berörs endast ytligt eftersom dessa effekter inte kan påverkas i någon högre grad av kalkning eller vitaliseringsgödsling.

8.1 Flora

Luftföroreningarna har medfört omfattande förändringar av främst den vattenlevande floran, men även den terrestra floran har drabbats. Den vattenlevande floran har framför allt påverkats, direkt eller indirekt, av den sura depositionen, medan den landlevande floran troligen påverkats mest av den ökade kvävebelastningen. Konsekvenserna av den sura depositionen, inklusive kvävenedfallet, innebär en utarmning och likriktning av såväl den landlevande som den vattenlevande floran som på sikt kan medföra oersättliga genetiska förluster. Denna utarmning av floran påverkar följaktligen även faunan.

Kärlväxtflorans sammansättning i södra Sverige har förändrats enligt flera undersökningar (Falkengren-Grerup, 1992; Rosén m.fl., 1992). Vissa av dessa förändringar kan kopplas till markförsurningen. Således har flera arter med preferens för neutrala jordar gått tillbaks under de senaste 20-40 åren. I övrigt kan mycket av förändringarna i floran knytas till den ökade kvävedepositionen. Många arter som gynnas av en hög kvävetillgång har således ökat, medan andra arter har minskat i utbredning (Falkengren-Grerup, 1995).

8.1.1 Förändringar av den terrestra floran på grund av markförsurning

Den sura depositionen har medfört att pH-värdet i skogsmarken minskat, speciellt i södra Sverige (Hallbäcken & Tamm, 1986; Falkengren-Grerup, 1987; Eriksson m.fl., 1992), samt att det utbytbara baskatjonförrådet i de övre markhorisonerna reducerats (Falkengren-Grerup m.fl., 1987; Falkengren-Grerup & Tyler, 1991). Väte och aluminiumjoner har istället ersatt den andel baskatjoner som förut fanns i markens utbyteskomplex. Markens pH-värde påverkar lösligheten för både växtnäringsämnen och tungmetaller i marken. När markens pH-värde sänks under pH 4,5 ökar koncentrationen av fritt aluminium kraftigt i markvätskan (Bergkvist, 1987; Falkengren-Grerup, 1992). Även koncentrationen av många andra metaller samt tungmetaller (ex. Cd, Co, Fe, Mn, Ni, Zn) ökar kraftigt (se kapitel 7.3). Höga koncentrationer av vätejoner, oorganiskt Al, samt tungmetaller har en toxisk verkan på växterna (Andersson, 1988; Schaedle m.fl., 1989; Falkengren-Grerup & Tyler, 1993b; Ericsson m.fl., 1995b). Tungmetaller som Cd och Zn tas lätt upp av många växter och förhöjda halter av dessa ämnen kan påträffas i de skogsväxter som växer på mark med hög halt utbytbart Cd eller Zn (Luwe, 1995). Folkeson

m.fl. (1990) visade att för 30 bokskogslokaler i Skåne ökade koncentrationerna av Mn och Rb i harsyra (*Oxalis acetosella*) och pillerstarr (*Carex pilulifera*) med minskande pH-värden och basmättnadsgrad i markens översta 5 cm (under förnaskiktet). För vissa tungmetaller (Co, Cu, Ni och Zn), samt för Al och Fe fanns dock inget samband eller så var sambandet positivt mellan dessa ämnens koncentrationer i växterna och pH-värdet eller basmättnadsgraden i marken. Att koncentrationen av Al och vissa tungmetaller inte ökade i växterna, trots att dessa ämnen ökar sin löslighet vid ökad aciditet förklarar Folkeson m.fl. (1990) med att även utlakningen av dessa ämnen från marken ökar.

Höga koncentrationer av oorganiskt Al kring rotsystemet kan även medföra att rötternas förmåga att ta upp baskatjoner och fosfor minskar. Baskatjonerna är viktiga för bl.a. växternas fotosyntes. Magnesium ingår i klorofyllet och kalcium bidrar till att växternas membran har hög permeabilitet så att andra ämnen kan tas upp.

Markförsurningen påverkar således de flesta växters rötter negativt och medför en minskad produktion och förekomst av många örter, gräs, svampar, mossor och lavar (Rodenkirchen, 1986; Nygaard & Abrahamsen, 1991; Bertills & Hanneberg, 1995; Hallbäcken & Zhan, 1998). En hög vätejonkoncentration (lågt pH-värde) kan i sig verka negativt på växterna (Brunet & Neymark, 1992; Falkengren-Grerup & Tyler, 1993a,b). Upptaget av baskatjoner minskar vid låga pH-värden (Marschner, 1995), medan koncentrationerna av Fe, Al och P ofta ökar i rötterna. Vissa gräsarter som tål sur nederbörd kan favoriseras jämfört med andra arter. Försurningen av marken medför även att utlakningen av baskatjoner och mikronäringsämnen ökar, vilken på sikt kan medföra att vissa växter börjar lida brist på något eller några av dessa ämnen. Staaf (1992) visade också att för vissa örter kan frögroning och fortplantning försvåras vid markförsurning.

Flera undersökningar har visat att den atmosfäriska depositionen är störst i skogsbrynet och minskar inåt i beståndet (Hasselrot & Grennfelt, 1987; Beier & Gundersen, 1989; Balsberg Pålsson & Bergkvist, 1995). De största förändringarna m.a.p. markkemi och flora borde därför uppkomma i skogsbrynet. En kraftig påverkan på markkemin i skogsbrynet noterades också av Balsberg Pålsson & Bergkvist (1995) i en sydvästsluttning på Söderåsen i Skåne.

Lavar och mossor drabbas ofta genom direkta effekter av den sura depositionen på växten. Mossorna och lavarna är mycket känsliga för luftföroreningar eftersom de är helt beroende av luften och nederbörden för sin näringsförsörjning och saknar skyddande kutikula och stomata. Lavar är särskilt känsliga för förhöjda svavelhalter. För närvarande är dock det låga pH-värdet i nederbörden ett större hot mot våra mossor och lavar än den direkta påverkan av svaveldioxiden (Torstensson & Liljelund, 1989).

Löfgren & Moberg (1984) rapporterade att av de 20 oceaniska lavararter som funnits i södra Sverige i slutet på 1930-talet hade det fram till slutet av 1970-talet försvunnit 7 och 9 arter var akut hotade. Enligt Hallingbäck (1986) hade i södra Sverige tre kvävefixerande lavararter minskat drastiskt sedan första hälften av 1900-talet. Försurningen ansågs också vara den troliga orsaken till att föryngringen av den epifytiska och fuktighetskrävande mossfloran i södra Sverige uteblivet på exponerade lägen som ex. klippor, trädstammar och skogsbryn (Torstensson & Liljelund, 1989). Enligt Torstensson & Liljelund (1989) utgör inte den direkta påverkan av SO₂ och NO₂ något primärt hot mot den svenska floran (undantaget områden kring tätorter och punktkällor). Den sura nederbörden har dock direkt och indirekt en negativ inverkan på mossor och lavar. Torstensson & Liljelund (1989) ansåg att den epifytiska kryptogamfloran i södra och sydvästra Sverige var speciellt hotad. Studier av den epifytiska

vegetationen i 12 bokskogar i Skåne, Halland och Småland mellan 1977-79 och 1991-92, visade dock att antalet arter i de olika skogarna inte förändrats nämnvärt (Olsson, 1995). Fältiakttagelser de senaste åren visar också att flera känsliga arter, som t.ex. lunglav, jättelav, blylav och skrovellav har återkoloniserat många lokaler på västkusten (Hultengren & Thor, 1998).

Den förändring i florans sammansättning som noterats i södra Sverige och i Centraleuropa beror dock främst på den ökade kvävedepositionen (Rodhe m.fl., 1995).

8.1.2 Förändringar av den terrestra floran på grund av ökat kvävenedfall

Den höga kvävedepositionen i Tyskland och Holland har där reducerat artdiversiteten (Schulze & Gerstberger, 1993; De Vries m.fl., 1995; Bobbink, 1998).

I kvävegödslingsförsök, med höga givor, kan man ofta observera betydande förändringar i floran (Tyler m.fl., 1992; Kellner, 1993c; van Dobben, 1993; Kellner & Redbo-Torstensson, 1995). Floraförändringen blir störst på måttligt näringsfattiga ståndorter, medan förändringen inte blir så stor på riktigt näringsfattiga marker och nästan ingen alls på näringsrika ståndorter (Kellner & Redbo-Torstensson, 1995). Vissa risväxter, som ex. ljung (*Calluna vulgaris*) och lingon (*Vaccinium vitis-idaea*) kan minska (Forsell, 1997;), medan smalbladiga gräs som t.ex. kruståtel (*Deschampsia flexuosa*) ofta ökar (Hallbäcken & Zhan, 1998). Liknande tendenser har observerats i områden med hög N-deposition (Falkengren-Grerup, 1989, 1995; Falkengren-Grerup & Eriksson, 1990; Rosén m.fl., 1992; Ökland, 1995; Berg & Verhoef, 1998; Bobbink, 1998). Den naturliga floran i våra barrskogar föredrar oftast ammonium som kvävekälla. De kväveälskande växterna däremot föredrar nitrat (Haynes, 1986). I de områden som har hög kvävedeposition utgör nitrat ofta en betydande andel. Det ammonium som deponeras kan till stor del också ombildas till nitrat i marken. Tillgången på nitrat i marken blir således hög, vilket gynnar de kväveälskande växterna, som vissa gräs (ex. kruståtel), hallon (*Rubus idaeus*), brännässla (*Urtica dioica*), mjölkört (*Epilobium angustifolium*) våtarv (*Stellaria media*), skogsnarv (*Moehringia trinervia*), nejlikrot (*Geum urbanum*) etc. Små och långsamväxande växter missgynnas genom att hamna i skuggan av de snabbväxande, större växterna (Fiskesjö & Ingelög, 1985; Bobbink, 1998). I områden med hög kvävedeposition observeras också en ökad beläggning av grönalger på träden.

De floraförändringar som observerats i södra Sverige kan möjligen också bero på ett ändrat betestryck (Kellner & Redbo-Torstensson, 1995; Binkley & Högberg, 1997). Utgående från studier, under perioden 1982-1993, av undervegetationen från 15 PMK-tytor fördelade över hela Sverige drog Liu & Bråkenhielm (1996) slutsatsen att depositionen av svavel och kväve inte hade påverkat artdiversiteten.

8.1.3 Effekter av försurning och ökad kvävedeposition på svampfloran

Bedömningen av depositionens effekter på marksvampflora försvåras av metodiska problem. Fruktkroppsinventeringar har traditionellt använts vid olika effektbedömningar av storsvampar, men nya undersökningar med DNA-teknik (PCR fingerprinting av enskilda rotspetsar eller mycel; Kårén m.fl. 1997) visar på en mycket svag korrelation mellan fruktkropps förekomst och vegetativ utbredning hos mykorrhizasvampar. Sannolikt gäller samma förhållande för fruktkropps bildande saprofyter (Nylund, 1995; Dahlberg m.fl., 1997;

Kårén m.fl., 1996; Kårén & Nylund, 1996, 1997). Svampsamhället är mycket artrikt, runt 800 mykorrhizabildande arter finns i Sverige, och frekvenser på runt ett hundratal på en hektar mark är inte ovanliga (Wiklund, 1995; Dahlberg m.fl., 1997). Räknat på en enda lokal är ett fåtal mycket vanliga, med upp emot hälften av den totala vegetativa biomassan, medan övriga arter förekommer i låga frekvenser, och endast kan observeras genom fleråriga fruktkroppsräkningar. Samtidigt är marken synnerligen heterogen, och består av ett stort antal mikronischer, som i, över och under en kotte eller multnande kvist. I meso- och mikroskalan inträffar ”katastrofala” förändringar av långt större magnitud än miljöförändringar, t.ex. genom större djurs utsöndringar, när ny växt- och djurföda tillförs, vid stormfällan och översvämning, mm. Mikroorganismerna har en stor flexibilitet, och den skenbara redundansen i mykorrhizasvampfloran är en försäkring mot att det finns arter till hands för varje nisch och plötsliga förändring.

En grundlig genomgång av olika miljöeffekter på både mykorrhiza och finrötter gjordes för några år sedan, när ny metodik ännu inte var tillgänglig (Nylund 1995). Nya resultat finns huvudsakligen i referenserna ovan, vilka inte på nytt återopas i varje enskild fråga nedan.

Både tidigare fruktkroppsstudier och nya analyser visar på påtagliga förändringar av florans sammansättning till följd av snart sagt varje åtgärd (*op. cit.*). Problemet är att bedöma vilken betydelse dessa förändringar verkligen har. Oförändrad funktion i marksystemet (mikroorganismer, rötter och smådjur) är ett perfekt men praktiskt ohanterligt mått, då vi varken har tillräcklig processkunskap eller mätmetoder. Begreppet kan ändå användas för att ge perspektiv på om en observerad förändring i samband med en åtgärd eller process är neutral för systemet i stort och acceptabel, eller måste betraktas som negativ. Ett annat kriterium där vi inte heller idag har tillräcklig kunskap är, om en förändring är reversibel på relativt kort sikt (några år, alternativt decennier, eller bestående/långvarig i jämförelse med åldern hos ett skogsbestånd).

Med dessa utgångspunkter kan **försurningen** i sig betraktas som relativt oproblematisk för svampsamhället, så lång vi känner det idag, och för finrotsfunktionen. Laboratoriestudier av hela rot-svampsystem och drastiska manipuleringar i fält har gett betydligt mindre, eller rent av inga, effekter jämfört med rena laboratoriestudier av försurningseffekter (pH och Al-joner) på rötter. Vidare är pH och Al-effekterna i humuslagret, där 80-90% av finrötter och mikrobiell biomassa finns och motsvarande delar av näringsupptagningen sker, betydligt mindre än i mineraljorden. Den omfattning försurningen i skogsmarken har idag eller kommer att få inom de närmaste decennierna i linje med nuvarande trender, ger inte upphov till oro för dessa processer, utan bekymren ligger på annat håll (mark-, grund- och ytvattenkvalitet, långsiktig utlakning, ev. skador på barr/blad vid höga koncentrationer). – Däremot anser man sig uppfatta en långsiktig trend mot mer acidofila svamparter, särskilt *Cortinariaceae*, i försurningsutsatta regioner i södra Sverige (Dahlberg. muntl.). I motsvarande mån leder kalkning till att antalet calcifila svamparter ökar.

Kvävedepositionen är ur flera synpunkter mer problematisk. Omfattande laboratorie- och fältstudier i ett löst sammanhållet skandinaviskt forskningsprogram under 1990-talet har visat på att kväve är den främsta reglerande faktorn vid skogsträdens mykorrhizabildning. I laboratoriet minskar redan måttliga kvävemängder mykorrhizans biomassa negativt, och påverkar även finrotsmängden. I fält har även måttlig kvävegödsling gett långsiktigt utslag på mykorrhizasvamparnas fruktkroppsbildning. På kontinenten har långtidsuppföljningar (Arnolds, 1991) visat på starkt minskad förekomst av uppskattade, mykorrhizabildande matsvampar som kantarell (*Cantharellus cibarius*) och Karljohan (*Boletus edulis*), och starkt

minskat totalantal arter, allt i skog som inte visar särskilda tecken på andra skador. Orsaken anses vara den ökade kvävedepositionen. Kvävegödsling i Skandinavien och på andra håll har temporärt helt eliminerat fruktkroppsbildningen hos mykorrhizabildande arter, och starkt gynnat vissa arter som pepparriska på lång sikt. Däremot påverkas inte alls floran av saprofytiska arter som honungsskivling och fårticka, med i övrigt likartade fruktkroppar.

Fältstudier med DNA-teknik har emellertid gett resultat som visar att varken extrapolering av laboratorieresultat eller fruktkroppsinventeringar ger en rättvisande bild av vad som sker i naturen. Kväve- och svavelgivor i Skogaby på drygt 100 kg ha⁻¹ år⁻¹ sedan 1989 av vardera ämnet (ca 5 ggr den aktuella depositionen) minskade visserligen finrotsmängden med hälften, men mykorrhizas biomassa per rotmängd snarast ökade något (Kårén & Nylund 1997). Totalt skedde dock en minskning av mycelmängden på rötterna. Artsammansättningen påverkades marginellt. Man väntade sig att den minskade rotmängden (och mykorrhizaförkomsten) skulle göra träden mer sårbara för omgivningsstress, men de svåra torksomrarna i början på 90-talet kunde inte på något sätt visas ha lett till lägre tillväxt eller kondition hos de behandlade träden jämfört med kontrollerna. Samtidigt gav kvävebehandling på nivåer nära Skogabys naturliga tillförselnivåer en påtaglig förskjutning i artsammansättningen på en lokal med endast obetydligt nedfall i Västerbotten, medan varken rot- eller mykorrhizamängd påverkades mätbart. Slutsatsen förefaller klar: i en "ren" miljö leder redan en svag ökning av mängden tillgängligt kväve till att svampfloran anpassar sig till den ändrade situationen, medan ytterligare ökningsar till för svenska förhållanden extrema nivåer endast är marginella. Orsaken till den drastiska minskningen i antalet fruktkroppar har härletts till floraförändringen; volymmässigt är jämförelsevis liten andel av mykorrhizan associerad med rikligt fruktkroppsbildande arter, dels till ändrade allokeringsmönster för kolhydrater från träden (Wallander 1995). Arnolds larmsignaler från kontinenten visar visserligen på en storskalig, icke önskvärd miljöförändring, men ger inte underlag för slutsatsen att *funktionen* hos skogsträdens mykorrhizasystem skulle vara hotad.

Kunskaperna beträffande andra svampgrupper är som ovan antytts mycket knapp. Förnalevande storsvampar påverkas mycket litet av vare sig förurning eller kvävedeposition, så mycket är klart. Vedsvamparna påverkas av bruksningsmetoder och tillgången på död ved i olika stadier av nedbrytning. För skogsmarkens mikrosvampar finns mycket litet publicerat sedan sextio- och sjuttioalets försök att utveckla adekvata metoder för att beskriva dessa. Från opublicerade försök på Skogshögskolan (Nylund, muntl.) är så mycket klart, att sporbildande svampar mycket snabbt reagerar på pH-förändringar och kvävetillförsel, men inom några års sikt återgår till utgångsläget. Metodproblemen i dessa studier var dock mycket stora, slutsatserna baseras i första hand på enstaka indikatorarter som helt försvann resp. dök upp vid behandlingarna.

Effekterna på ekosystemet är svåruppskattade. Data finns som visar att kvävegödsling bromsar markandningen och därmed nedbrytningen av organiskt material under lång tid efter åtgärden (Bååth m.fl., 1981; Söderström m.fl., 1983; Martikainen m.fl., 1989; Nohrstedt m.fl., 1989; Persson & Wirén, 1989; Nohrstedt, 1990). Rimligtvis bör uthållig kvävedeposition ha en än mer uttalad effekt. Ingenting tyder på att denna påverkan är störande i stort, snarare torde den endast leda till att ett nytt jämviktsstillstånd uppstår. Ökad förnatjocklek bör f.ö. snarast vara en positiv faktor i större delen av landet, och ökar markens kapacitet som kolsänka.

8.1.4 Akvatiska florán

På grund av luftföroreningarna har stora förändringar av den vattenlevande florán skett i många vattendrag i södra Sverige under de senaste årtiondena. I näringsfattiga sjöar finns det vid pH-värden över 6 normalt ett femtiotal arter av växtplankton, men i en försurad sjö med pH-värden under 5 återstår i regel bara ett tiotal arter. Guldalger och pansarflagellater dominerar i den sura sjön, medan kiselalgerna minskar kraftigt (Elvingson & Ågren, 1998). Kiselalger och blågrönalger tillhör de mest känsliga grupperna. Rosettväxter minskar också i antal och utbredning (Lazarek, 1985; Wallsten & Sollander, 1988). Några få algarter kan dock öka sin produktion markant i den sura miljön. Ett typiskt drag för försurade vatten är att trådformiga grönalger och vitmossa ökar sin utbredning (Grahn, 1985; Lazarek, 1985; Bernes, 1991). Totalt sett innebär försurningen av vattendragen att den akvatiska florán blir artfattigare (Brandrud, 1998).

8.2 Fauna

De mest påtagliga förändringarna av den terrestra faunan, till följd av markförsurningen, är den minskande produktionen och förekomsten av mollusker och djupgrävande daggmaskar. De äggskalseffekter som observerats för en del fågelarter i Sverige kan indirekt bero på försurningen av mark och vatten. Högre tungmetallhalter i landlevande djur från sydvästra Sverige jämfört med norra Sverige har noterats i många fall och kan bero på att tillgängligheten av dessa metaller i marken ökar när pH-värdet minskar.

Den akvatiska faunan drabbas hårt av försurningen. Försurningskänsliga fiskarter har försvunnit från många svenska sjöar och vattendrag. Även andra vattenlevande organismer har minskat i population eller slagits ut. Ökad tungmetalltillgänglighet i samband med försurningen har medfört ökat upptag av vissa tungmetaller.

Försurningen har inte påverkat den terrestra faunan lika mycket som den akvatiska. Kunskapen om effekterna av luftföroreningarna på den terrestra faunan är inte så goda, jämfört med vad vi vet om effekterna på den akvatiska faunan (Torstensson & Liljelund, 1989).

8.2.1 Terrestra faunan

Markförsurningens effekter på den terrestra faunan sker främst indirekt genom bl.a. ändrad tillgång på föda, förändrad födokvalitet och förändringar i habitatets struktur (Torstensson & Liljelund, 1989).

Bland markdjuren medför markförsurningen att vissa arter som daggmaskar minskar, medan däremot vissa småringmaskar, hoppstjärtar och kvalster ökar i antal (Persson, 1985b).

Det sura nedfallet och den därav förändrade markkemin har medfört att produktionen och förekomsten av mollusker och djupgrävande daggmaskar minskat (Staaf, 1987; Eichhorn & Grabowski, 1991; Wärebom, 1992; Bertills & Hanneberg, 1995; Gärdenfors m.fl., 1995, 1996).

Utlakningen av baskatjoner från marken p.g.a. det sura nedfallet, medför bl.a. att växternas upptag av kalcium förmodligen reduceras. Landlevande snäckor behöver kalcium för sin reproduktion, skalbildning m.m. (Wäreborn, 1982; Gärdenfors m.fl., 1996). Eftersom markens pH-värde är starkt korrelerat med kalciumkoncentrationen i marken finns det en hög korrelation mellan snäckförekomsten och pH-värdet i förnan och mineraljorden. Gärdenfors m.fl. (1995) fann att den procentuella förändringen i antalet landsnäckor per ytenhet mellan olika mätningar, gjorda med 14-46 års mellanrum, var positivt korrelerad till basmättadsgraden i förnan. Minskad basmättadsgrad i förnan medförde således att både artantalet och det totala antalet landsnäckor per ytenhet hade reducerats.

De återinventeringar av snäckfaunan som gjordes 1987-1991 på 71 lokaler i sydvästra Sverige, södra Småland och mellersta Norrland visade att snäckpopulationen minskat kraftigt (igenomsnitt 27-66 %) under de senaste 10-50 åren (Gärdenfors m.fl., 1996). På vissa dåligt buffrade lokaler i södra Småland verkade snäckfaunan vara helt utslagen vid den senaste inventeringen.

De äggskalsdefekter som observerats för en del fågelarter i Sverige (Nyholm, 1981; Kallander & Smith, 1989) kan bero på kalkbrist (Graveland m.fl., 1994). I Holland har man observerat att snäckskalerna från landlevande snäckor är den huvudsakliga Ca-källan i födan för olika skogslevande tättingar. I skogsområden där snäckorna mer eller mindre försvunnit på grund av försurningen var äggskalsdefekter hos dessa fåglar betydligt vanligare än i skogsområden där snäckor är vanligt förekommande (Graveland & Wal, 1996).

Spindlar och andra insekter som lever bland blad och barr minskar **i antal** om träden drabbas av blad- och barrförlust. Detta påverkar i sin tur de barrskogsfåglar (ex. svartmes och kungsfågel) som lever på dessa insekter.

Försurningen ökar tillgängligheten av metaller (ex. Al, Cd) i skogsmarken och orsakar ett högre upptag av dessa metaller i markdjuren. Bioackumuleringen av tungmetaller medför att exempelvis daggmaskar kan drabbas hårt. En förändring av markdjurens sammansättning påverkar även markens bördighet. Ökar upptaget av tungmetaller i växterna kan detta medföra att även de djur som livnär sig på växternas drabbas. För landsnäckor har man observerat att Ca-halten i snäckskalerna är negativt korrelerad till flera tungmetaller, bl.a. Cd, Cr och Zn (Gärdenfors m.fl., 1995). I ungar av svartvit flugsnappare och stare från Skåne och sydvästra Sverige har man funnit betydligt högre blyhalter jämfört med i Norrland (Notter, 1993). Detta kan dock bero på att nedfallet av bly är högre i södra Sverige och inte så mycket på markförsurningen. Folkesson m.fl. (1990), studerade bl.a. tungmetallinnehållet i skalbaggar och i lever och njurar från smågnagare och svartvit flugsnappeungar från 30 bokskogslokaler i Skåne. De fann att pH och basmättadsgraden i stort sett bara påverkade Rb- och Mn-koncentrationen i skalbaggar och djuren. Metallinnehållet i insekternas och djurens vävnader kan förmodligen påverkas av deras metabolism. Vissa metaller kan således vid metabolismen utsöndras från organismen.

De högsta halterna av kadmium i lever och njure från svenska älgar påträffas i regioner med försurade marker (Selenius m.fl., 1996; Frank & Galgan, 1997). Nedfallet av tungmetaller tycks dock ha minskat sedan början av 1970-talet (Bernes, 1987; Rühling m.fl., 1987, 1992, 1996; Hedlund m.fl., 1997) och då utlakningen av många tungmetaller, i försurade områden, ofta är högre än nedfallet medför detta att skogsmarkens innehåll av dessa tungmetaller (ex. Cd och Zn) minskar. För älg har också Cd-innehållet i njure minskat sedan början av 1980-talet (Frank & Galgan, 1997).

8.2.2 Akvatiska faunan

I försurade områden har markförsurningen även medfört att det avrinnande vattnet fått ett lägre pH-värde, samt högre koncentrationer av tungmetaller och aluminium (Johansson m.fl., 1995). Så länge pH-värdet håller sig ovanför 6, påverkas dock den akvatiska faunan relativt lite. **Vissa känsliga arter kan dock uppvisa reproduktionsstörningar vid pH-värden under 6,5.** Men vid lägre pH-värden börjar koncentrationerna av metalljoner (ex. Al, Cd, Zn, Mn, Hg) bli så höga att de påverkar de biologiska aktiviteten i försurade vatten. Vid låga pH-värden fälls aluminium ut och bildar en beläggning på fiskarnas gälar, vilket hindrar dem från att ta upp syre ur vattnet. Försurningen innebär också att ytvattnen blir näringsfattiga, bl.a. är fosfathalten oftast mycket låg. Många vattenlevande organismer har således drabbats hårt av dessa földeffekter (Havas & Rosseland, 1995). Jämfört med den akvatiska florans så drabbas den akvatiska faunan drabbas ännu hårdare av försurningen. Antalet arter av växt- och djurplankton, bottenfaunan (insekter, maskar, iglar, kräftdjur, snäckor och musslor) och fiskar minskar i allmänhet markant när en sjö försuras. **Försurningskänsliga bottenfaunaarter saknas i ca 40 % av allt rinnande vatten i Sverige (SOU, 1996).** Ett av de första tecknen på begynnande försurning av en sjö eller vattendrag är att mört- och/eller laxpopulationen huvudsakligen består av äldre individer. Detta inträffar redan när pH sjunker under 6. Toxiska former av aluminium börjar då öka sin koncentration så att reproduktionen av vissa fiskarter störs.

I många svenska sjöar och vattendrag har känsliga fiskarter, som mört, elritsa och våra laxfiskar utrotats p.g.a. försurningen. **Dessa fiskar finns i regel inte kvar i vatten med pH-värden lägre än 5,5. När pH sjunker under 5,0 finns normalt heller inte abborre kvar.** I vissa sjöar kan således fiskbeståndet vara helt uttraderat och de vattenlevande organismer som finns i sjön är anpassade till mycket sura förhållanden. Löv och andra växtrester blir liggande länge på sjöbotten innan de bryts ner. Populationen av fytoplankton är ofta mycket låg vilket bidrar till att vattnet blir klart och siktdjupet ökar. Dessa mycket sura sjöar är oftast belägna högt upp i vattendragssystemen och omgärdas av tunna jordtäcken. Marken är då vanligen försurad ända ner till berggrunden. Sjövattnet har ingen alkalinitet och pH-värdet ligger relativt stabilt kring 4,5 (Bernes, 1993). Har fiskbeståndet i en sjö slagits ut kan större insekter, som normalt äts av fiskar, öka sin population kraftigt. **Fiskbeståndet i en sjö kan vara mer eller mindre uttraderat även om medelvärdet för pH i sjön ligger klart över 5,0. Surstötter i samband med höga vattenflöden kan nämligen resultera i total utslagning av faunan i berörda vatten.**

Det totala antalet arter, samt normalt även biomassan, minskar när pH-värdet i vattnet minskar. Försurningen medför således att den biologiska mångfalden minskar även i vattnet.

Landlevande djur som livnär sig på de vattenlevande organismerna kan också drabbas, antingen genom mindre föda eller att födan har högt tungmetallinnehåll eller sämre näringsvärde. Höga kvicksilverhalter i fisk, speciellt gädda, är klart kopplat till sjöar med låga pH-värden (Bernes, 1991). Detta är dock främst kopplat till förändringar i omsättningen av olika ämnen i sjön och näringskedjans biotiska struktur (Anon., 1997c). De fåglar som hämtar sin föda i vattnet drabbas hårt av försurningen. Smålom, storlom, fiskgjuse och strömsutare har alla minskat i antal inom försurade områden (Elvingsson & Ågren, 1998) och tunnare äggskal har hittats hos sjöfåglar i försurade områden jämfört med icke-försurade områden (Ormerod m.fl., 1988, 1991; Nybo m.fl., 1997).

9. Definition av åtgärderna kalkning och vitalisering mot försurning

Skogsmarkskalkning definieras som en förebyggande åtgärd med syfte att förhindra att markens surhetsgrad ökar. Flera olika kalkningsmedel kan vara lämpliga, men de bör inte vara för ensidigt sammansatta. Utgående från detta är dolomit bättre än ren kalksten. Effekterna av skogsmarkskalkning på skogsmiljön är, utgående från en rad försök i Norden och Mellaneuropa, relativt väl utredda.

Vitalisering definieras som en tillförsel med allsidig sammansättning som dels förbättrar markens baskatjonförråd och dels ökar markens förmåga att neutralisera kommande surt nedfall. Vedaska kan vara ett lämpligt vitaliseringsmedel om tungmetallhalterna är låga. Försöken med vitaliseringsgödsling på skogsmark är betydligt yngre än kalkningsförsöken. Effekterna av vitaliseringsgödsling är därför inte lika väl utredda som för skogsmarkskalkning, men torde i många fall likna kalkningseffekterna.

9.1 Beskrivning av begreppen kalkmedel och vitaliseringsmedel

Skogsmarkskalkning definieras av Skogsstyrelsen som en förebyggande åtgärd med syfte att förhindra att markens surhetsgrad ökas (se avsnitt 2.2). Beroende på målsättningen med åtgärden kan olika kalkmedel vara lämpliga, t. ex. rena kalkmedel eller industriella restprodukter samt kombinationer av dessa. Eriksson (1993) presenterade en sammanställning och utvärdering av tänkbara kalk- och vitaliseringsmedel för skogsmark. I Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram utgörs kalkmedlen av konventionella kalkningsmedel som kalksten och dolomit, vilka har fördelen att kombinera god kalkverkan med generellt lågt innehåll av skadliga ämnen. De är dock ensidigt sammansatta. Kalk består av mineralet kalcit, CaCO_3 , medan dolomit består av $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. Proportionen mellan Ca och Mg varierar med dolomitens ursprung. Dolomit är mer svårslutligt än kalksten. Det bör dock betonas att det även finns stora skillnader i upplösningshastighet mellan olika kalkstenar. Urbergskalksten är således betydligt svårslutligare än de yngre sedimentära kalkstenarna. Sedimentär ung kalksten kan ibland vara förorenad med t ex lermineral och kvarts. En sammanställning av kalksten i Sverige ges av Lundegårdh (1971). Alternativ till konventionella kalkmedel behandlas under avsnitt 17.4.1.

Vitalisering definieras av Skogsstyrelsen som en tillförsel med allsidig sammansättning som dels återställer förlorade baskationer (dvs kompenserar en del av redan inträffad försurning), dels ökar markens förmåga att neutralisera kommande surt nedfall (se avsnitt 2.3). Vitalisering kräver således att preparatet är mer allsidigt sammansatta de konventionella kalkningsmedlen. Vedaska (flyg- och bottenaskor) har ett allsidigt växtnäringssinnehåll men med stor variation mellan enskilda askor. Eriksson (1992) har sammanställt en karakterisering av asktyper. Flygaska följer med rökgaserna upp och samlas normalt i reningsutrustningen. Bottenaska hamnar i ugnens botten. Halterna av vissa tungmetaller, t. ex. Cd, Pb och Zn är ofta högre i flygaskan. Metallkationer föreligger främst bundna som karbonater (CO_3^{2-}),

hydroxider (OH^-) eller oxider (O^{2-}) men också som neutralsalter, t. ex. med SO_4^{2-} . En vattenlösning med uppslammad vedaska har pH ca. 11-13 och kalkverkan varierar mellan 20 och 35% CaO.

Normala halter av några ämnen i vedaskor ges av Eriksson och Börjesson (1991): Ca 9-55%, Mg 1,0-5,3%, K 1,1-12,2%, P 0,2-3,1%, Zn 137-6000 ppm, Cd 5-21,2 ppm, Cu 52-320 ppm och Pb 19-107 ppm.

Vid de flesta äldre försöken med askspredning har aska i lös form använts. Det har dock visat sig att de inledande processerna kan bli chockartade med kraftiga pH-höjningar och höga salthalter (Rosén m.fl., 1993; Nordin, 1995). Torr lös aska är dessutom tekniskt svår att sprida. Av dessa anledningar stabiliseras aska till en produkt som består av större aggregat. Olika metoder för stabilisering finns tillgängliga, t ex granulering eller härdning med vatten och sedan krossning till krossaska. Rosén m.fl. (1993) extraherade granuler av vedaska med destillerat vatten respektive 0,5 M NH_4Ac (pH 4,2) för att testa tillgängligheten på askans ingående element. Destillerat vatten löste ut 20% K, 0,5% Ca men inget Mg eller P. Med NH_4Ac utlöstes 34% K, 81% Ca, 57% Mg och 20% P.

Alternativa vitaliseringsmedel behandlas under avsnitt 17.4.2.

9.2 Gamla och nya studier av skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödsling

Det finns en rad äldre skogsmarkskalkningsförsök i Sverige, Finland och Tyskland. Syftet med de äldre kalkningsförsöken var i regel att höja produktionen. Ändamålet med de kalknings- och vitaliseringsförsök som gjorts i Sverige de senaste 20 åren har varit att studera dessa åtgärders effekter på skogsmiljön (markkemi, markbiologi, flora, fauna, skogs-föryngring, träd-tillväxt, barrkemi, omsättning och flöde av växtnäringsämnen och metaller i mark, vegetation, grund- och ytvatten). Detta mot bakgrund av att man eventuellt måste utföra en storskalig kalknings- eller vitaliseringsverksamhet för att motverka/lindra försurningens effekter i skogsekosystemet.

I Sverige har Skogsstyrelsen sedan 1989 bedrivit försöksverksamhet med kalkning och vitalisering på försurade skogsmarker. Fram t.o.m. december 1997 hade 34 300 ha kalkats och 10 600 ha vitaliseringsgödslats i södra Sverige (Anon., 1998). Resultat från äldre och nyare skogsmarkskalkningsförsök i Sverige finns sammanställt av Staaf m.fl. (1996). I den rapporten finns även en del resultat från de vitaliseringsförsök som bedrivits i Sverige. Effekter av vitaliseringsgödsling på mark och vatten redovisas närmare i Nohrstedt (1998a). De miljöeffekter som kan uppträda när vedaska används som vitaliseringsmedel torde i hög grad likna de effekter som uppkommer i samband med askåterföring. Miljöeffekterna i samband med askåterföring finns utförligt redovisat av Egnell m.fl. (1998).

Under perioden 1993-1997 hade man i Norge ett forskningsprogram ("Miljøtiltak i skog") där bl.a. effekterna av skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödsling studerades. Resultaten från det forskningsprogrammet finns redovisat i Nilsen (1998b). Resultat från 96 skogsmarkskalkningsförsök i Finland har redovisats av Derome m.fl. (1986).

Storskalig skogsmarkskalkning har bedrivits i främst Tyskland, men även i Polen och Österrike. Tidigare (1950-1980) utfördes kalkningen i syfte att öka tillväxten. Tillväxteffekterna motsvarade dock inte förväntningarna och verksamheten minskade från mitten av 1960-talet.

Skogsskadedebatten i början av 1980-talet medförde dock att man i Tyskland började kalka skogen i förebyggande syfte, s.k. skyddskalkning eller kompensationskalkning. Efter införandet av statsbidrag 1983-84 för dessa åtgärder har man i Tyskland kalkat mer än 1 miljon hektar skogsmark (Staafl, 1996). Jämsides med denna praktiska skogsmarkskalkning har man i Tyskland även bedrivit försöksverksamhet (Hüttl & Zöttl, 1993; Kreutzer, 1995).

Skogsmarkskalkningens och vitaliseringsgödslingens effekter på mark, vatten, flora, fauna, skogens tillväxt och vitalitet redovisas närmare i kapitel 10-13. Det bör betonas att flertalet av de refererade undersökningarna i dessa kapitel inte har använt samma kalknings- eller vitaliseringsmedel som i Skogsstyrelsens koncept. Skillnaden ligger främst i medlens upplösningshastighet. De flesta av de kalknings- och vitaliseringsmedel som använts i de refererade undersökningarna är troligen finkornigare och lösligare än de medel som används i Skogsstyrelsens koncept. Miljöeffekterna av Skogsstyrelsens koncept kan därför bli både mindre och ej uppträda så snabbt som i de refererade undersökningarna. Vi har dock valt att ta upp resultat från försök med lösligare kalk- och vitaliseringsmedel, dels beroende på att resultat från försök med Skogsstyrelsens koncept ännu så länge är ganska fåtaliga, dels beroende på att det är intressant att belysa vilka miljöeffekter som i värsta fall kan uppstå **efter kalkning eller vitalisering**.

10. Effekter av kalkning och vitalisering på markprocesser

10.1 Markkemiska processer

Tillförsel av kalk eller alkaliska vitaliseringsmedel ökar pH-värdet snabbt i de yttligaste marksskiktet. Beroende främst på kalk- eller vitaliseringsmedlets egenskaper och dos kan pH-ökningen vara relativt liten eller stor i detta översta markskikt (0-3 pH-enheter). Nedåt i markprofilen sker pH-ökning långsamt, 1-2 cm per år, och med en mindre amplitud. Är dosen låg eller om medlet innehåller mycket lättlösliga salter kan en initial pH-minskning inträffa i de underliggande marklagren.

I humuslagret ökar förrådet av utbytbara baskatjoner, liksom basmättnadsgraden. Den utbytbara aciditeten minskar däremot. I den underliggande mineraljorden blir effekterna mindre och sker först flera månader – år efter behandlingen.

Det finns många nya och gamla försök med skogsmarkskalkning i Sverige, Finland och Tyskland. Skogsmarkskalkningens kortsiktiga och långsiktiga effekter på markens aciditet är därför väl kända (Nihlgård & Popovic, 1984; Hallbäcken & Popovic, 1985; Derome m.fl., 1986; Nihlgård m.fl., 1996a). Vitaliseringsgödsling är däremot en förhållandevis ny företeelse inom skogsbruket och de långsiktiga effekterna av denna åtgärd har därför inte kunnat studeras. Man kan dock dra en del erfarenheter från gamla försök med askgödsling på torvmark (Bramryd & Fransman, 1985). Effekterna av askgödsling liknar dessutom till stor del de som skogsmarkskalkning medför.

Jämfört med kalk har lös vedaska högre salthalt och ett högre pH-värde (Tabell 10.1). Detta beror på att en del av katjonerna i askan föreligger som lättlösliga hydroxider, klorider eller sulfater. Hydroxiderna ger det höga pH-värdet och, tillsammans med de lättlösliga salterna (ex. KCl), en hög salthalt. På grund av ett lägre Ca-innehåll är dock kalkverkan lägre för vedaska jämfört med kalk.

10.1.1 pH

Från skogsmarkskalkningsförsök vet man att pH ökar relativt snabbt i de yttligaste marksskikten. Hur mycket och hur snabbt pH ökar beror bl.a. på kalkens geologiska ursprung, giva och kornstorlek, samt markens utbyteskapacitet, pH-värde och vattenhalt (Brown m.fl., 1956; Anderson, 1968; Sauerbeck & Ritz, 1985; Nye & Ameloko, 1987; Sverdrup & Warfvinge, 1987; Nihlgård, 1988; Eriksson, 1993; Aronson, 1995b). Ju tjockare humuslager, desto långsammare sker pH-ökningen i de underliggande mineraljordsskikten (Derome m.fl., 1986). **Många av de skogsmarker i sydvästra Sverige, som är aktuella för kalkning eller vitalisering, har ett ganska mäktigt mårager (figur 10.1). På dessa marker kommer det således ta lång tid innan någon effekt kan observeras på pH-värdet i den underliggande mineraljorden.**

Vid låga kalkgivor ($< 2 \text{ ton ha}^{-1}$) observeras ofta inte någon signifikant pH-ökning i

mineraljorden även efter lång tid (>10 år). pH-effekten i djupare marklager beror således bland annat på humuslagrets mäktighet och kalkgivan. Olsson (1986) visade att 30 år efter tillförsel av 10 ton kalk ha⁻¹ var effekten en pH-höjning på 0,24-0,66 pH-enheter i B-horisonten (ned till 60 cm djup) i ett bokbestånd i Halland. Persson (1996) rapporterade att i Dalbyförsöket var pH-värdet på 10-30 cm djup under humuslagret bara 0,1 pH-enheter högre på ytor vilka kalkats 42 år tidigare med 3 ton kalk ha⁻¹ jämfört med kontrolltytor. I Farabolförsöket hade pH-värdet i markvattnet, på 50 cm djup, ökat med ca 0,1 pH-enheter 13-16 år efter en kalkgiva på 6 ton ha⁻¹. Nihlgård & Popovic (1984) refererar i sin litteraturgenomgång en undersökning av Tamm där pH i mineraljorden på 10-20 cm djup ökat 0,6 pH-enheter 70 år efter en kalkgiva på 5 ton ha⁻¹. Lehnardt (1998) rapporterade att 5-8 år efter tillförsel av 5 ton kalk ha⁻¹ och 1,4 ton kalimagnesia till fyra bokbestånd på brunjord eller podsolerad brunjord i mellersta Tyskland så hade pH-värdet på 35-55 cm djup ökat i tre av fallen med 0,2-0,3 pH-enheter. Jordarna var relativt grovkorniga, med en hög andel sand.

Tabell 10.1. Kalkverkan, pH-värde och elektrisk ledningsförmåga (EC) för olika kalk- och askmedel.

Kalk- eller askmedel	Kalkverkan CaO (%)	pH	EC (mS cm ⁻¹)	
Urbergskalksten	52,8 ³⁾	8,4 ¹⁾	0,12 ⁴⁾	
Kritkalksten	52,6 ³⁾	8,4 ¹⁾		
Osläckt kalk (CaO)	84,5-90,3 ³⁾	12 ¹⁾		
Släckt kalk	66,2-66,5 ³⁾	12 ¹⁾		
Dolomitsten	54 ³⁾	8,9 ¹⁾	1,0-45,2 ²⁾	
Råfosfat, Marocko	30 ³⁾	9,8–13,0 ²⁾		
Vedaska	7,5-45,2 ²⁾			

1) Sverdrup & Warfvinge (1987)

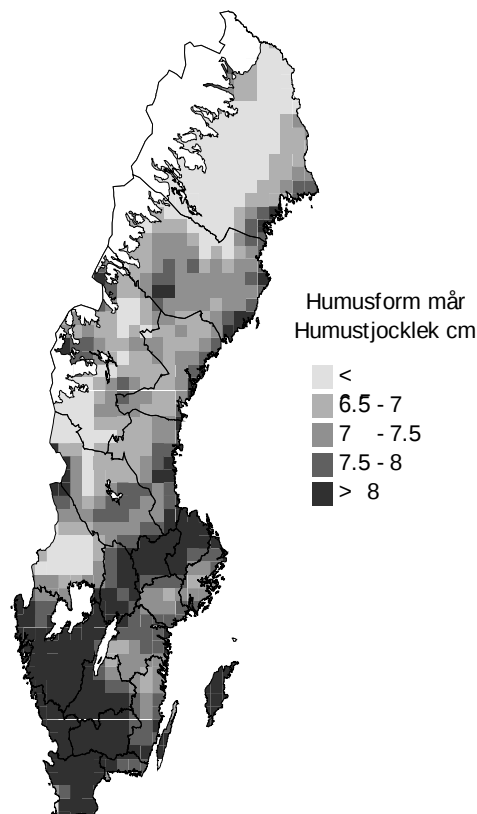
2) Eriksson (1992)

3) Eriksson (1993)

4) Nordin (1995)

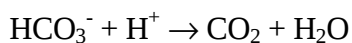
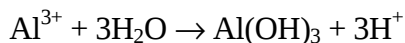
Givor på 2-5 ton kalksten eller dolomit per hektar medför att pH-värdet i humusskiktet ökar med ca 1 enhet efter fem år. Därefter börjar pH-värdet sjunka (Nihlgård m.fl., 1996a). Vid högre kalkgivor eller i de fall lättlösliga kalkningsmedel används (ex. lös vedaska) kan pH-värdet i de ytliga delarna av humusskiktet öka med 2-3 pH-enheter (Nordin, 1995; Nihlgård m.fl., 1996a; Danielsson & Nilsson, 1998). Skogsstyrelsens kalknings- och vitaliseringskoncept omfattar mer svårlöslig kalk (grova korn) och härdad aska. Effekterna på pH blir därför mindre med Skogsstyrelsens koncept. Höga givor medför att pH-effekten oftast blir mer långvarig och att pH i mineraljorden ökar påtagligt. Nihlgård m.fl. (1996a) anger att givor på 5-10 ton kalk ha⁻¹ kan ge ett förhöjt pH-värde i humusskiktet i upp till en trädgeneration.

Kreutzer (1995) redovisar resultat av kalkning med 4 ton dolomit ha⁻¹ i 80-årig granskog på löss- och sandsediment i södra Tyskland (jordmånen Alfisol). Effekten var 5 år efter åtgärden en höjning av pH-KCl i humuslagret, från ca pH 3,5 till pH 5. I underliggande mineraljord var effekten en höjning av pH med ca. 0,1 pH-enhet till ett djup av 50 cm. Basmättnadsgraden ökade ned till ett djup av ca 20 cm. Ingen ökning förelåg för pH i markvattnet från 20 cm och nedåt



Figur 10.1. Medeltjockleken för humuslagret i svenska skogsmarker med humusformen mår. Data från Ståndortskarteringen 1983-1987.

Tillförd kalksten vittrar och genererar jonerna Ca^{2+} och HCO_3^- . Kalciumjonerna adsorberas vid markpartiklarnas negativt laddade ytor och förtränger därvid utbytbara väte- och aluminiumjoner ut i marklösningen. Vätejonerna neutraliseras av HCO_3^- medan Al-jonerna på grund av höjt pH-värde faller ut som hydroxider.



Om för lite kalkmedel tillförs en sur skogsmark eller om kalkmedlet upplöses för långsamt räcker de frigjorda karbonatjonerna inte till för att neutralisera de frigjorda väte- och aluminiumjonerna (Nihlgård m.fl., 1996a). Dessa kan då transporteras nedåt i markprofilen och där orsaka en pH-minskning samt ökning av aluminiumkoncentrationen i markvattnet. Nohrstedt (1992) rapporterade således om klara tendenser till en minskning av pH-värdet i markvattnet på 50 cm djup efter en låg kalkgiva (1 ton ha^{-1}) på två lokaler i sydvästra respektive mellersta Sverige. Sex år efter kalktillförseln kvarstod denna tendens på lokalen i sydvästra Sverige.

Överstiger kalkgivan 2 ton ha^{-1} brukar dock pH-värdet i de översta delarna av humuslagret öka relativt snabbt (Schierl & Kreutzer, 1989; Marschner & Wilczynski, 1991; Mohamed m.fl.,

1993; Wanner m.fl., 1994; Wölfelschneider, 1994; Nordin, 1995). Det organiska materialet i humuslagret har emellertid hög buffertkapacitet. Detta medför att pH-ökningen i de markskikt som ligger under det översta humusskiktet fördröjs och blir inte så stor som i det översta skiktet. För kalk, som dessutom har relativt låg löslighet, brukar man räkna med att pH-ökningen nedåt i markprofilen sker med en hastighet av ca 1-2 cm år⁻¹ (Nihlgård m.fl., 1996a; Nilsen, 1998a). Används dolomitkalksten blir pH-effekten i marklagren under det översta humuslagret något fördröjd, eftersom dolomit löser sig långsammare än kalk.

Vedaska har ett högt innehåll av olika oxider, hydroxider och karbonater av kalcium, kalium och magnesium (Etiégni & Campbell, 1991; Jönsson & Nilsson, 1996; Steenari & Lindqvist, 1997). Detta medför att när lös vedaska löses i vatten produceras en starkt alkalisk lösning med ett pH-värde på 10-13 (se tabell 11.1). Detta tillsammans med den lösa askans höga löslighet i vatten leder till att pH-värdet och salthalten i markens ytskikt ökar kraftigt efter spridning med lös aska i doser överstigande 1 ton ha⁻¹ (Fritze m.fl., 1994; Khanna m.fl., 1994; Nordin, 1995; Nihlgård m.fl., 1996a). Denna chockeffekt kan reduceras genom att behandla (härdning, granulering, pelletering) den lösa askan innan spridning. Vid denna behandling minskar askans löslighet och alkaliska verkan, främst genom att angreppsytan minskar och att andelen karbonater ökar (Steenari & Lindqvist, 1997; Steenari m.fl., 1998).

Vid askåterföring spelar naturligtvis faktorerna giva och kornstorlek också stor roll för pH-ökningen i marken. Men faktorer som askans sammansättning och härdningsegenskaper har också stor inverkan. För både kalk och aska har markens ursprungliga utbyteskapacitet, pH-värde och vattenhalt ett stort inflytande på pH-ökningens storlek och hastighet.

Givans roll för pH-höjningen framgår bl a av Rosén m.fl. (1993), Fritze m.fl. (1994, 1995), Bååth & Arnebrandt (1994), Bramryd & Fransman (1995), Eriksson (1996c), Kahl m.fl. (1996), Williams m.fl. (1996) samt Nilsson & Eriksson (1997).

Nedan redovisas resultaten från fältförsök på fastmark med askdoser runt ca 2-3 ton per ha. Om inget annat är pH-bestämningen utförd efter vattenextraktion (pH-H₂O).

Rosén m.fl. (1993) tillförde olika mängder granulerad vedaska i två omgångar kombinerat med ammoniumnitrat och fann att, efter ca 4 år för total dos 2 ton ha⁻¹, pH hade stigit i humuslagret med 0,2 enheter. Däremot kunde ingen effekt i mineraljorden konstateras. Priha & Smolander (1994) redovisar en pH höjning från 4,1 till 4,5 i mår ca. 1 år efter tillförsel av 2,5 ton lös barkaska per ha. Fritze m.fl. (1994 och 1995) fann efter tillförsel av 2,5 ton obehandlad vedaska per ha en ökning av pH i humuslagret från 3,9 till 4,9 efter 2 år, resp till 5,1 efter ytterligare 1 år. Bååth & Arnebrandt (1994) konstaterade en pH-höjning på 0,9 enheter till pH 5,3 4-5 år efter tillsats av 2 ton obehandlad vedaska per ha. Bramryd & Fransman (1995) undersökte effekterna under 5 år av tillförsel av bl.a. 2 ton lös aska per ha. De fann att pH ökade i humuslagret drygt 1 enhet, samt i mineraljorden 0-10 cm ca. 0,5 enheter. Rühling (1996) visade på en höjning av pH (KCl) på 0,3 enheter i humuslagret 2 år efter tillförsel av 3 ton lös vedaska per ha. Fyra år efter behandlingen var förhöjningen 0,6 enheter (pH H₂O) i humuslagret och 0,3 enheter i mineraljorden 0-30 cm (Fransman & Nihlgård, 1997). Rühling (1996) redovisar också en studie där pH (KCl) hade stigit 0,7 enheter 9 år efter tillförsel av 2,4 ton lös vedaska per ha. Nohrstedt (1997) undersökte effekten av 3 ton självhärdade och krossade vedaskor per ha och fann att vätejonkoncentrationen i humuslagret hade minskat efter 2 år, motsvarande en pH-höjning på 0,4-0,5 enheter. I mineraljorden syntes dock ingen effekt av askan. Kahl m.fl. (1996) undersökte effekterna av 6, 12 och 18 ton obehandlad vedaska per ha i ett lövbestånd i Maine, USA. Efter ca 2 år hade pH stigit från 4 till 6 i humuslager, oberoende

av dos. I rostjorden var pH inte påverkat. Eriksson (1996b) studerade tillförsel av granulerad vedaska till skogsmark. Två år efter en dos på 3 ton ha⁻¹ hade pH i den ytligaste delen av humuslagret ökat med 0,1 enheter till 4,2 på en ståndort i södra Sverige och med 0,5 enheter till 5,2 på en ståndort i norra Sverige. I det förra fallet höjdes inte pH i något av de underliggande horisonterna medan för den norra ståndorten pH höjdes ned till 15 cm djup i mineraljorden upp till 5,6. Två till fem månader efter tillförsel av 3 ton självhårdad vedaska per ha till hygge respektive gallrad granskog inom två områden (södra Dalarna och södra Halland) noterades en pH-ökning på mellan 0,1-0,5 pH-enheter i markskiktet 1-3 cm under markytan (Danielsson & Nilsson, 1998). På 3-5 cm djup inte skedde någon signifikant pH-ökning utom på hygget i södra Dalarna, där ökning var 0,2 pH-enheter. Nilsson (1998) rapporterade att ett år efter tillförsel av 3 ton granulerad vedaska ha⁻¹ till en 65-70 årig tallskog så hade pH-värdet i humusskiktet i genomsnitt ökat med 0,6 pH-enheter. En tendens till ökat pH-värde (ca 0,1 pH-enhet) noterades i de översta 15 cm av mineraljorden.

Vid asktillförsel kan man initialt få en pH-minskning i underliggande markskikt. Detta beror på att katjoner från den lättlösliga askan förtränger en del vätejoner i det översta humusskiktet (s.k. salteffekt). Dessa vätejoner lakas ner till underliggande markskikt och höjer där vätejonkoncentrationen, d.v.s. pH-värdet minskar. Denna salteffekt är dock relativt snabbt övergående och brukar inte observeras 1-2 år efter asktillförsel. Rosén m.fl. (1993) redovisade ett försök där man efter tillförsel med olika givor askgranuler (1 respektive 2 ton ha⁻¹) funnit en tendens till att pH-värdet i markvattnet under humuslagret, blekjordslagret och på 35 cm djup minskade det första året efter tillförsel. Minskningen av pH var större vid ökad giva. Liknande resultat har presenterats av Unger & Fernandez (1990) samt Eriksson (1998a). Denna initiala pH-sänkning beror troligen på att lättlösliga neutralsalterna i askan förträngt så mycket vätejoner i humusskiktet att dessa inte kunnat neutraliseras av de vätekarbonatjoner som frigjorts ur askan (Andersson & Nilsson, 1994). Røseberg m.fl. (1998) redovisar ett norsk försök där pH i övre 11 cm av mineraljorden minskat med 0,2 pH-enheter fyra växtsäsonger efter tillförs av 3 ton dolomit, samt årliga tillsatser av kaliumklorid, kiserit och superfosfat. Även i detta fall är det troligen neutralsalterna som orsakat pH-sänkningen i den övre delen av mineraljorden.

Slutledningsvis kan en dos om ca 2-3 ton vedaska per ha således inom ett par år efter applikation förväntas få en pH effekt i humuslagret i huvudsak mellan 0,2 och 0,8 enheter. Variationen i pH-effekt beror till viss del på humustäckets mäktighet. I underliggande mineraljord blir effekten mindre. Empiriskt underlag saknas för säker bedömning av den pH-höjande effekten i rostjorden, men det förefaller mest sannolikt att det maximalt kan röra sig om 0,1 - 0,2 pH-enheter.

10.1.2 Utbytbar aciditet, baskatjoner och basmättnadsgrad

Även vid höga kalkgivor kan det ibland observeras en ökad aciditet under det översta markskiktet. Blette & Newton (1996) rapporterade om tendenser till ökad totalaciditet (huvudsakligen i form av utbytbart Al) i underliggande mineraljord ett år efter tillförsel av 8,2 ton pelleterad kalksten per hektar till en skogsmark i nordöstra USA. Zezschwitz (1998) redovisade en ökad andel utbytbart Al 10 år efter kalkning med 6 ton kalk på två lokaler i Tyskland.

Upplösningen av kalksten eller dolomit går ganska snabbt i skogsmarken. Från ett försök i södra Tyskland (Höglwald) visade Kreutzer (1995) att efter 13 månader hade hälften av dolomitmalken (4 ton ha⁻¹) löst upp sig och inom sex år var all dolomit upplöst. Traaen m.fl.

(1997) rapporterade att 9 år efter fastmarkskalkning med 3 ton kalkstensmjöl/ha till ett 25 ha stort avrinningsområde med gles, improduktiv blandskog i södra Norge, fanns 75 % av kalkmedlets Ca-jonerna kvar i marken som utbytbar Ca. Skogsmarkskalkning med kalksten eller dolomit medför således att innehållet av utbytbar Ca och Mg ökar snabbt i den översta delen av humusskiktet. Längre ner i humusskiktet och i den övre delen av mineraljorden kan utbytbar Ca och Mg också öka ganska snabbt, men här är ökning oftast liten. Förklaringen är att en del av de Ca-joner och framförallt Mg-joner som frigörs vid upplösningen av kalk/dolomit i humusskiktet transporteras med markvattnet snabbt nedåt och ökar därmed marklösningens och utbyteskomplexens innehåll av dessa joner. Magnesiumjonens mobilitet gentemot Ca-jonen kan exemplifieras av kalkningsförsöket i Höglwald i södra Tyskland. Tio år efter tillförsel av 4 ton dolomit ha^{-1} i detta granbestånd så hade ca 20 % av de tillförda Mg-jonerna lakats ur de översta 40 cm av marken. För Ca var motsvarande värde bara ca 10 % (Huber, 1996). Tillförsel av enbart kalk eller dolomit kan medföra att halterna av utbytbar Mg och/eller K kan minska i de övre marklagren (Hultberg m.fl., 1995; Long m.fl., 1997) på grund av utbytesmekanismer.

Flera kalkförsök har visat att även om pH-värdet i markytan några år efter kalkning börjar sjunka igen så finns huvuddelen av de tillförda Ca-jonerna kvar i humusskiktet. Detta medför att även utbytbar Ca samt basmättnadsgraden i humusskiktet är förhöjt många år efter behandling (Hallbäcken & Popovic, 1985). Även i mineraljorden kan basmättnadsgraden vara högre på kalkade ytor jämfört med obehandlade ytor flera årtionden efter behandling. Hallbäcken & Popovic (1985) visade att 68 år efter kalkning med 10 ton kalk ha^{-1} så var basmättnadsgraden klart förhöjd i humusskiktet och i mineraljorden (analyserad ner till 10-20 cm djup). Basmättnadsgraden hade dock sjunkit tydligt på alla nivåer jämfört med en provtagning gjord 23 år efter kalkning. Nihlgård (1996b) visade att 44 år efter kalkning (3-12,5 ton ha^{-1}) var basmättnadsgraden och halten utbytbar Ca förhöjt i mårskiktet, samt i mineraljorden på 0-10 resp. 11-30 cm djup. Fem till åtta år efter vitaliseringsgödsling med 5 ton kalk och 1,4 ton kalimagnesia per hektar, på fyra grovkorniga brunjordar med 140-150 åriga bestånd av bok, fann Lehnardt (1998) att basmättnadsgraden i tre av fallen ökat ända ner till 35-55 cm djup. I det fjärde fallet, som hade en något finkornigare jord, kunde en förhöjning av basmättnadsgraden noteras ned till 15-35 cm djup. Rothe (1996) rapporterade att 11 år efter tillförsel av 4 ton dolomitkalk ha^{-1} i ett granbestånd i södra Tyskland (Höglwald) var basmättnadsgraden på kalkade ytor betydligt högre ner till 40 cm djup i mineraljorden, jämfört med okalkade ytor. Hultberg m.fl. (1995) rapporterade att fem år efter tillförsel av totalt 6 ton dolomit/ha (1,5 ton 1984 och 4,5 ton 1986) kunde klart förhöjda halter av utbytbar Mg och Ca, samt förhöjd basmättnadsgrad noteras på 5-10 cm djup i mineraljorden. Tendenser till förhöjning av dessa variabler fanns även på 10-20 cm djup. På en yta som enbart erhöll 1,5 ton dolomit/ha noterades inga förändringar av dessa variabler under humusskiktet.

Utbytbar aciditet minskar klart i humusskiktet efter kalkning, vilket medför att basmättnadsgraden ökar. Trots förhöjda värden på utbytbar Ca och basmättnadsgrad i mårskikt och övre delen av mineraljorden 44 år efter kalkning (3-12,5 ton ha^{-1}) var det enligt Nihlgård (1996b) enbart den högsta givan (12,5 ton kalk ha^{-1}) som medförde kraftiga minskningar av mängden utbytbar Al. Aciditeten i mineraljorden påverkas inte lika snabbt efter kalkning som Ca- eller Mg-innehållet. Persson (1996) påpekar att kalkdoser på 3 ton ha^{-1} eller mindre oftast inte resulterar i någon påtaglig minskning av det utbytbara Al på större markdjup. Flera svenska, finska och tyska undersökningar visar att det oftast dröjer flera år efter kalkning/askgödsling innan en eventuell minskning av det utbytbara Al i mineraljorden kan detekteras (Nihlgård, 1988). Schöning m.fl. (1997) visade dock att det med stora kalkgivor (2

st. på sammanlagt 12 ton ha⁻¹) spridda på två år var möjligt att snabbt minska mängden utbytbar Al i den översta mineraljorden (0-5 samt 5-10 cm). En viss sänkning av Al-halten kunde även noteras på 15-20 cm djup i mineraljorden, ett år efter den sista kalkningen. Long m.fl. (1997) rapporterade att 22 ton dolomit ha⁻¹ hade sänkt halten utbytbar Al kraftigt ner till 10-15 cm djup åtta år efter kalkning i lövbstånd med främst sockerlönns i Pennsylvania, USA.

Markpartiklarna har två typer av laddningar: 1) permanenta laddningar, som beror på isomorf jonsättning i mineralgittret hos lermineralen (speciellt smektit och vermikulit), och 2) pH-beroende laddningar (variabla laddningar) som huvudsakligen beror på att joner (ex. OH⁻, H⁺, H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻) adsorberas till markpartiklarna. Det organiska materialet i humuslagret har huvudsakligen pH-beroende laddningar och dessa ökar med ökat pH-värde. Detta innebär bl.a. att katjonbyteskapaciteten i humuslagret ökar med pH-värdet (Helling, 1964). Kalkning eller tillförsel av andra alkaliska medel borde således medföra en ökning av katjonbyteskapaciteten i humuslagret och att det organiska materialet därmed får en större förmåga att adsorbera näringsämnen. En ökning av den potentiella katjonbyteskapaciteten (mätt vid pH 7) i humuslagret efter skogsmarkskalkning har också redovisats av bl.a. Hallbäcken & Popovic (1985), Derome m.fl. (1986) och Forsell (1997). Nilsen & Granheim (1998) rapporterade att den effektiva katjonbyteskapaciteten (mätt vid jordprovets egna pH-värde) i humuslagret också ökade efter kalkning. En ökning av den effektiva katjonbyteskapaciteten kan i vissa fall även ske i mineraljorden efter kalkning (Bakker, 1998).

Tillförsel av vitaliseringsmedel innehållande Ca, Mg och/eller K får också effekter på utbytbar Ca²⁺, Mg²⁺ och K⁺ i marken, t ex Priha & Smolander (1994), Fritze m.fl. (1994 och 1995), Bååth & Arnebrandt (1994), Bramryd & Fransman (1995), Rühling (1996) samt Kahl m.fl. (1996). Är vitaliseringsmedlen lättlösliga kan en ökning av utbytbara baskatjoner ske relativt snabbt även i den övre mineraljorden. Från vedaska utlakas en stor del av kaliumet relativt snabbt även om askan är härdad/granulerad (Liem m.fl., 1983; Eriksson, 1996c; Steenari m.fl., 1998). Eftersom K⁺-jonerna är lättlösliga lakas de rätt snabbt ut från humusskiktet och den övre delen av mineraljorden. Förhöjningen av utbytbar K i dessa skikt blir därför rätt måttlig eller ingen alls på längre sikt (Eriksson, 1998b). En stor del av det utlakade K adsorberas troligen i B-horisonten. I de fall vitaliseringsmedlen är alkaliserande (ex. vedaska) erhålls en klar ökning av basmättnadsgraden i humusskiktet. En viss ökning av basmättnadsgraden i den övre mineraljorden kan även ske redan efter några månader. Bramryd m.fl. (1996) redovisade att 10 år efter tillförsel av olika givor (2-10 ton/ha) vedaska var halten utbytbar Ca och Mg kraftigt förhöjd både i måren och i de översta 10 cm av den underliggande mineraljorden. Halten utbytbar K i mårskiktet och mineraljorden var dock bara förhöjd på ytor som erhållit den högsta givan. Utbytbar aciditet hade minskat både i måren och i mineraljorden.

Aska i kombination med kalk har testats i södra Sverige av Orth & Westling (1998). De undersökte bl.a. effekterna på markkemin, dels i slutna medelålders till gammal skog (3 försöksområden) och dels i ungskog (3 försöksområden). Ungskogen hade planterats 4-7 år före behandling med aska och kalk. I ungskogen spreds ca 2 ton krossaska och ca 2 ton Mg-kalk (2/3 kalksten + 1/3 dolomit) per hektar, medan det i den slutna skogen spreds ca 2 ton granulerad aska och ca 3 ton dolomit per ha. Variationen var stor i materialet och få effekter var signifikanta. Resultaten visar dock att det utbytbara förrådet av Ca och Mg i humuslagret ökat, liksom basmättnadsgraden. Däremot indikerar resultaten att utbytbar K minskat i humuslagret. I den slutna skogen hade utbytbar K även minskat i den övre mineraljorden (0-30 cm).

10.2 Nedbrytning och mineralisering av organiskt material

Nedbrytningen av organiskt material, efter kalkning eller vitalisering, påverkas i hög grad av kväveinnehållet i det organiska materialet. Kvävefattiga barrskogsmarker av mårtyp uppvisar ofta en snabbt övergående ökad nedbrytning, som vanligen följs av en minskad nedbrytning. På kväverika marker kan däremot nedbrytningen på lång sikt öka så pass att kolförrådet i marken minskar mätbart.

Vi har i dag en relativt god bild av hur kalkning påverkar nedbrytningen av organiskt material i skogsmark. Kalkning och vitaliseringsgödsling medför ofta en ökning av den mikrobiella biomassan och aktiviteten i humuslagret. Detta ökar respirationen och kolomsättningen i marken varvid CO₂ kan avgå. Flera undersökningar har också visat att avgivningen av CO₂ oftast ökar efter tillförsel av kalk eller aska (Nömmik, 1978; Lohm m.fl., 1984; Zelles m.fl., 1987; Persson m.fl., 1989, 1990; Badalucco m.fl., 1992; Ferm m.fl., 1992; Andersson m.fl., 1994; Bååth & Arnebrant, 1994; Fritze m.fl., 1994, 1995, 1996; Persson, 1994; Smolander m.fl., 1994). Ju högre kalk- eller askgivan är desto högre blir oftast också CO₂-avgången (Nömmik, 1978; Bååth & Arnebrant, 1994; Fritze m.fl., 1994; Khanna m.fl., 1994; Nilsson m.fl., 1996).

Flera av de ovan angivna undersökningar är dock inkubationsförsök utförda på laboratorium. Andra försök, i fält och på laboratorium, har funnit att CO₂-avgången efter kalkning eller asktillförsel varit oförändrad eller till och med minskat (Persson m.fl., 1990; Yavitt & Newton, 1990; Laudelot, 1993; Rosén m.fl., 1993; Fritze m.fl., 1994; Priha & Smolander, 1994; Yavitt m.fl., 1995). Borken & Brumme (1997) kunde i fyra olika fältförsök i norra Tyskland, inte finna några klara effekter av kalkning (6-43 ton dolomit ha⁻¹) på CO₂-avgivningen (både ökning och minskning) 6-15 år efter behandling. De anger att mikrobernas mineralisation av organiskt material ökar efter kalkning, men att deras ökade CO₂-avgivning uppvägs av att rötternas respiration minskar till följd av minskad rotbiomassa i humuslagret och det översta mineraljordsskiktet. Vilken effekt man får på CO₂-avgången beror också till stor del på hur långt tid efter kalkningen eller asktillförseln som undersökningen görs. De första månaderna efter kalkning/asktillförsel är CO₂-avgången förhöjd, men sedan minskar CO₂-produktionen och kan bli lägre än på obehandlade ytor. Persson m.fl. (1989) förklarar detta med att mängden lättillgängligt kol i marken ökar till en början efter kalkning, men denna extra kolkälla minskar successivt på grund av att mikroorganismerna förbrukar detta kol. Flera av de ovan angivna undersökningarna har dock funnit förhöjd CO₂-produktion flera år efter behandling. Persson m.fl. (1990) anger att om nitrifikationen ökar efter kalkning så minskar CO₂-produktionen. Den ökade nitratbildningen leder nämligen till en ökad jonstyrka i marklösningen och detta minskar i sin tur kollösligheten (Andersson m.fl., 1994).

Effekterna av kalkning kan vara olika för förna och humus. Samtidigt kan såväl de kortsiktiga som de långsiktiga effekterna skilja mellan olika marktyper. På relativt kvävefattig barrskogsmark av mårtyp tycks den kortsiktiga effekten av kalkning på nedbrytning av förna och humus vara obetydlig. Visserligen ökar kalkningen humusens initiala nedbrytning mycket kraftigt (Nömmik, 1978; Lohm m.fl., 1984; Zelles m.fl., 1987a; Persson m.fl., 1989, 1990; Illmer & Schinner, 1991; Andersson m.fl., 1994; Bååth & Arnebrant, 1994; Persson, 1994) men nedbrytningshastigheten återgår relativt snart till samma nivå som för okalkad mark (Persson

& Wirén, 1989; Persson m.fl., 1990). I humusskikt med lågt kväveinnehåll kan kolmineraliseringen, efter den initiala ökning, t.o.m. bli lägre än på obehandlade ytor. Det bör dock betonas att dessa resultat främst observerats i lab-försök och det är osäkert om denna hämning sker i fält (muntlig uppgift från Tryggve Persson).

Storleken på den initiala nedbrytningsökningen är proportionell mot den pH-ökning som kalkgivan ger upphov till (Nômmik, 1978; Haynes & Swift, 1988; Bååth & Arnebrant, 1994; Nilsson m.fl., 1996). Vid kalkgivor som höjer pH över 6 ökas den mycket markant samt blir mer långvarig. På kvävefattig barrskogsmark, där kalkningen endast har en svag inverkan på daggmasksförekomsten så att humusformen mår bibehålls, verkar även kalkningens långsiktiga effekter på den organiska substansen vara relativt obetydliga. Kalkning anses här endast ge upphov till en svag ökning av humusens nedbrytningshastighet.

De effekter som erhållits vid kalkning av kväverik barrskogsmark av mårtyp, har markant skilt sig från de som erhållits på kvävefattig barrskogsmark. På kväverik barrskogsmark förefaller kalkning kortsiktigt resultera i sänkt nedbrytningshastighet hos såväl förna som humus. Den långsiktiga effekten av kalkning på denna marktyp anses dock vara en kraftigt ökad humusnedbrytning. Att kalkningen kortsiktigt sänkte nedbrytningshastigheten antas sammanhålla med att kalktillförseln gav upphov till nitrifikation, och att nitrit som är en mellanprodukt vid nitratbildningen, gav upphov till giftiga kemiska föreningar som t.ex. nitrosaminer. Detta kan innebära att den kortsiktiga effekten av kalkning på förnenedbrytningen kan skilja mellan marker med olika tillgång på ammoniumkväve. På kalkade marker där ammoniumkvävet effektivt tas upp av träd och andra växter kan den hämmande effekten av nitrifikationen på nedbrytningen utebli. Detta betyder att den kortsiktiga effekten av kalkning i stället kan bli oförändrad förnenedbrytning och en något ökad humusnedbrytning.

Att den långsiktiga effekten av kalkningen på humusnedbrytningen blir olika på marker av olika kvävestatus anses bero på hur daggmaskarnas aktivitet, och därmed hur markens humusform påverkas av kalkning. På mycket kväverika marker kan kalkningen resultera i att daggmaskarnas aktivitet ökar markant. Detta får till följd att humusformen kan övergå från mår till mull eller mulliknande moder (t ex Olsson, 1986) och att koldioxidavgivningen kraftigt ökar. I starkt sura och kvävefattiga marker förblir humusformen mår så länge kalkningen endast har en svag inverkan på daggmasksförekomsten. I detta fall får man bara en svag ökning av kolomsättningen.

Hallbäcken & Popovic (1985) studerade sexton olika svenska skogsmarkskalkningsförsök, varav elva låg i mellersta eller norra Sverige. De kunde inte påvisa några signifikanta förändringar i markens kolförråd 6-68 år efter kalkning ($3-20 \text{ ton kalk ha}^{-1}$). Dessa försök, samt liknande försök i Finland (Derome m.fl., 1986) tyder på att i områden med låg kvävedeposition och hög C/N-kvot i humusskiktet finns tendenser till att kolförrådet i marken ökat efter kalkning. Enligt Persson (1996) har höga kalkgivor ($9-10 \text{ ton ha}^{-1}$) medfört att kolförrådet ner till 50 cm djup minskat med i genomsnitt 17 ton ha^{-1} 40 år efter kalkning i fyra försök i gran- och bokskog i sydvästra Sverige. Denna minskning utgjorde 16 % av det totala kolförrådet i marken. I ett av de studerade försöken hade även en dos på $3 \text{ ton kalk ha}^{-1}$ använts. Med denna dos var minskningen av kolförrådet 1 %. Kolmängden i förna- och humusskiktet var dock bara 57 % av motsvarande mängd i kontrolloytorna, medan kolförrådet i mineraljorden var högre. Tyska undersökningar (Marschner & Wilczynski, 1991; von Lützow m.fl., 1992; Kreutzer, 1995; Meuser, 1996) har också påvisat kolförluster i humusskiktet och i vissa fall även i det översta mineraljordsskiktet efter skogsmarkskalkning.

Undersökningar av halten organiskt material eller kolhalten i humusskiktet efter asktillförsel visar i de flesta fall att på kort sikt (<2-3 år) sker inga större förändringar (Fritze m.fl., 1994; 1995; Priha & Smolander, 1994; Rühling, 1996; Nilsson & Eriksson, 1997), men på längre sikt sker oftast en minskning (Bååth & Arnebrant, 1993; Bramryd & Fransman, 1995; Rühling, 1996; Fransman & Nihlgård, 1997). I några av dessa fall (Bååth & Arnebrant, 1993; Rühling, 1996; Fransman & Nihlgård, 1997) har man även funnit att minskningen av kolhalten eller halten organiskt material blivit större med högre askgivor. I mineraljorden har man dock inte kunnat detektera några förändringar av halten organiskt material. En del av minskningen av organiskt material i humusskiktet kan bero på tillförseln av aska som höjer humuslagrets vikt. I ett fall (Fransman & Nihlgård, 1997) hade man dock kvantifierat mängden kol i humuslagret 11 år efter tillförsel av 2 respektive 7 ton lös aska per ha och fann en tendens till att mängden kol minskat med ca 15 % för båda askdoserna.

Enligt Nohrstedt (1998) visar flertalet laboratorie- och fältundersökningar att fosforgödsling minskar kolomsättningen. Nedbrytningen av det organiska materialet kan även minska om tungmetaller tillförs i sådan mängd att de menligt påverkar markorganismerna (Rühling & Tyler, 1973; Bååth, 1989; Grodzinski m.fl., 1990; Berg m.fl., 1991; Tyler, 1992; Fritze m.fl., 1995).

Grundat på de kalk- och vitaliseringsförsök som gjorts med normala givor (< 5 ton) kan man konstatera att för svenska förhållanden är den ökade kolmineraliseringen i fält så liten att den troligen ofta inte påverkar kolförrådet i humusskiktet. På kväverika lokaler i södra Sverige med gynnsamt klimat (hög temperatur och hög nederbörd under sommaren) kan dock kolförrådet i humusskiktet minska efter kalkning eller vitalisering, speciellt vid höga givor. Huvuddelen av en sådan kolförlust efter kalkning beror således på CO₂-avgång, men en mindre del kan också bero på ökad utlakning av löst organisk substans (Göttlein & Pruscha, 1991; Andersson m.fl., 1994).

10.3 Vittring

Ett ökat pH-värde, orsakat av exempelvis kalkning, medför rimligen en minskad upplösning av markens mineral. Koncentrationen av organiska anjoner ökar dock vid högre pH, varvid även komplexbindningen kan öka. Denna ligandeffekt kan delvis eller möjligen helt kompensera den minskade mineralupplösningen. Effekterna på pH-värdet i mineraljorden efter kalkning och vitalisering blir dock vanligtvis små vid de doser som planeras. Därmed borde även förändringarna i mineralupplösning och komplexbindning bli marginella. Kalkning och vitalisering med normala doser (2-5 ton/ha) påverkar således den totala vittringen mycket lite.

Analogt med det som framförts om försurningens inverkan på pH (avsnitt 7.2) gäller att den pH höjning som resulteras av tillförsel av aska eller kalksten rimligen leder till sänkt upplösningshastighet av markens mineral. För fallet askåterföring är detta sannolikt helt irrelevant eftersom askan är rik på växtnäringsämnen samt har hög upplösningshastighet och därmed överskuggar betydelsens av mineraljordens vittring. I fallet kalktillförsel kan dock situationen bli allvarigare eftersom den tillförda kalken visserligen tillför Ca-joner, men däremot tillförseln av andra ämnen från mineraljorden kan minska på grund av sänkt

upplösningshastighet.

Enligt Berg (1997) ökar vittringen linjärt med sjunkande pH värde under pH 5. Inom intervallet 5 - 9 är vittringen låg. Sverdrup (1990) redovisar från experimentella studier ett samband mellan upplösningshastighet för mineralen epidot och hornblende och pH. Inom intervallet pH 3-6 avtar vittringshastigheten med ca. 5 - 10% per sänkt pH-enhet. Raulund-Rasmussen m.fl. (1998) redovisar ca dubbelt så hög upplösning av olika fältspater vid pH 3 jämfört med pH 4. Enligt dessa resultat borde således en pH-höjning leda till en långsammare vittring. I viss mån kompenseras detta av ligandeffekten, dvs organiska anjoner är mer effektiva vittrande genom komplexbindning vid högre pH värden (t.ex. Raulund-Rasmussen m.fl. 1998). Eftersom kalktillförsel och askåterföring endast måttligt höjer pH i mark och markvatten kommer dessa åtgärder därför endast marginellt sänka mineraljordens vittringshastighet. En rimlig slutsats är således att kalktillförsel inte på något betydelsefullt sätt minskar vittringen av Mg, K, Zn och andra katjoner.

10.4 Löslighet av spårämnen och tungmetaller

Tillförsel av kalk eller aska ökar pH-värdet i markens ytskikt. Spårämnen och tungmetaller som är katjoner (ex. Cd, Cu, Co, Ni och Zn) bör teoretiskt sett då få en minskad löslighet. Vissa katjoner (ex. Cu, Hg och Pb) komplexbinds dock till organiskt material, som ökar sin löslighet vid ökat pH. Dessa senare metallkatjoner kan således få ökad mobilitet. Anjoner som Mo och Se får däremot en ökad löslighet vid en pH-ökning. Vitaliseringsmedel med hög löslighet kan orsaka att spårämnen eller tungmetaller som är bundna i markytens nära utbyteskomplex kan trängas ut och orsaka en temporär förhöjning av dessa spårämnen eller tungmetallers biotillgänglighet.

På teoretisk grund kan man anta att en pH-höjning i marken minskar lösligheten av katjoner men ökar lösligheten av anjoner - i analogi med vad som framförts om spårämnen i avsnittet 7.3.

Många metallkatjoner kommer således att bindas hårdare i marken efter en tillsats av kalk eller aska. Hit hör framför allt Cd, Zn, Co och Ni. Andra metaller är starkt komplexbundna till organiska fraktioner och deras löslighet sammanhänger framför allt med den organiska substansens löslighet, dvs löst organiskt kol (DOC). Till denna grupp hör Cu, Pb och Hg. En kalkning kan medföra ökad halt organiskt kol i markens vatten och därmed ökad mobilitet av dessa ämnen. Kratz m.fl. (1991) fann att ett år efter tillförsel av 6,1 ton dolomit och 34 kg K per ha i en tall-ekskog i Berlin så hade totalhalterna av Cd, Cu, Pb och Zn minskat i humusskiktets övre del. De tolkade detta som att tungmetallerna bildat komplex med löst organiskt material och transporterats nedåt i markprofilen. Kreutzer (1995) visade att koncentrationen av tungmetaller som bildar stabila komplex (ex. Cu och Fe) ökade signifikant i humusskiktets marklösning 1-3 år efter tillförsel av 4 ton dolomitkalk i ett granbestånd i södra Tyskland. Även koncentrationen av Pb ökade något, medan koncentrationen av tungmetaller som inte bildar lika stabila komplex (ex. Mn och Cd) minskade efter kalkning. Det fanns även en tendens till att Zn-koncentrationen i humusskiktets marklösning var lägre

på kalkade ytor jämför med okalkade ytor. Det bör påpekas att på naturligt väl-dränerade marker (dvs frisk eller torr mark med grundvattenytan lägre än 1m under markytan) transporteras de komplexbundna metallerna från den övre delen av markprofilen till B-horisonter där komplexen adsorberas specifikt vid järn- och aluminiumföreningar (t ex Bergkvist 1987 samt Bergkvist m.fl. 1989). Tillförsel av kalk och aska får störst effekter på pH i humuslager medan däremot effekterna på aciditeten i B-horisonterna blir förhållandevis små. Därför kvarhålls större delen av de komplexbundna tungmetallerna i B-horisonten.

Kalkning har visat sig öka retentionen av B i skogsmarken (Lehto, 1995) och kan minska B-upptaget i träden (Derome m.fl., 1986; Wallin, 1996) så att B-brist kan uppkomma. Det tycks som om det är själva pH-värdet som styr denna retention och inte så mycket Ca-jonerna i sig. Askstillförsel ökar också pH-värdet i marken, men eftersom vedaska innehåller högre halter B än kalk är risken för B-brist mindre.

Halterna Cd och Zn i mark efter tillförsel av aska har i fältförsök visat sig öka i vissa fall och minska i andra. Rosén m.fl. (1993) redovisade en 20-25% icke signifikant höjning av totalhalten Cd två år efter tillsats av 3,6 ton granulerad aska per ha. Bramryd & Fransman (1995) undersökte den lättillgängliga fraktionen (0,05M EDTA) upp till 10 år efter tillsats av 2 - 7 ton lös aska per ha. I humuslager och mineraljord 0-10cm steg halten Cd med 8-41% resp 12 - 19%. Halten Zn steg på motsvarande sätt 45-58% i humuslager resp 37-51% i mineraljord. Rühling (1996) undersökte extraherbart (0,5 M BaCl₂) Cd, Zn, Cu och Pb i humusprover från fem askförsök i Götaland. Vad gäller Cd och Zn konstaterades förhöjda halter på två av ytorna, sänkta halter på två andra ytor, samt en yta utan påvisbara förändringar. Arvidsson & Lundkvist (1998) prövade två olika krossaskor i dosen 3 ton krossaska per ha och fann i markprover 0-5 cm under förnan tagna 2 år efter en förhöjning av halten extraherbart (1M NH₄Cl) Cd för den ena krossaskan med 5 %. För den andra krossaskan (med lägre Cd halt) kunde ingen entydig förhöjning konstateras. Eriksson (1996b) fann ingen säkerställd effekt på extraherbart (1M KCl) Cd i humuslager och mineraljord efter tillsats av upp till 3 ton granulerad vedaska per ha.

Fältförsök med asktillförsel förefaller mest, fast inte entydigt, ha sänkt halterna extraherbart Cu och Pb i mark. Rühling (1996) kunde på fem askgödslade ytor konstatera lägre halter på tre av ytorna och ej påvisbara förändringar på två ytor. Bramryd och Fransman (1995) fann en höjning av Cu-halten i humus efter asktillförsel, men däremot ej för Pb.

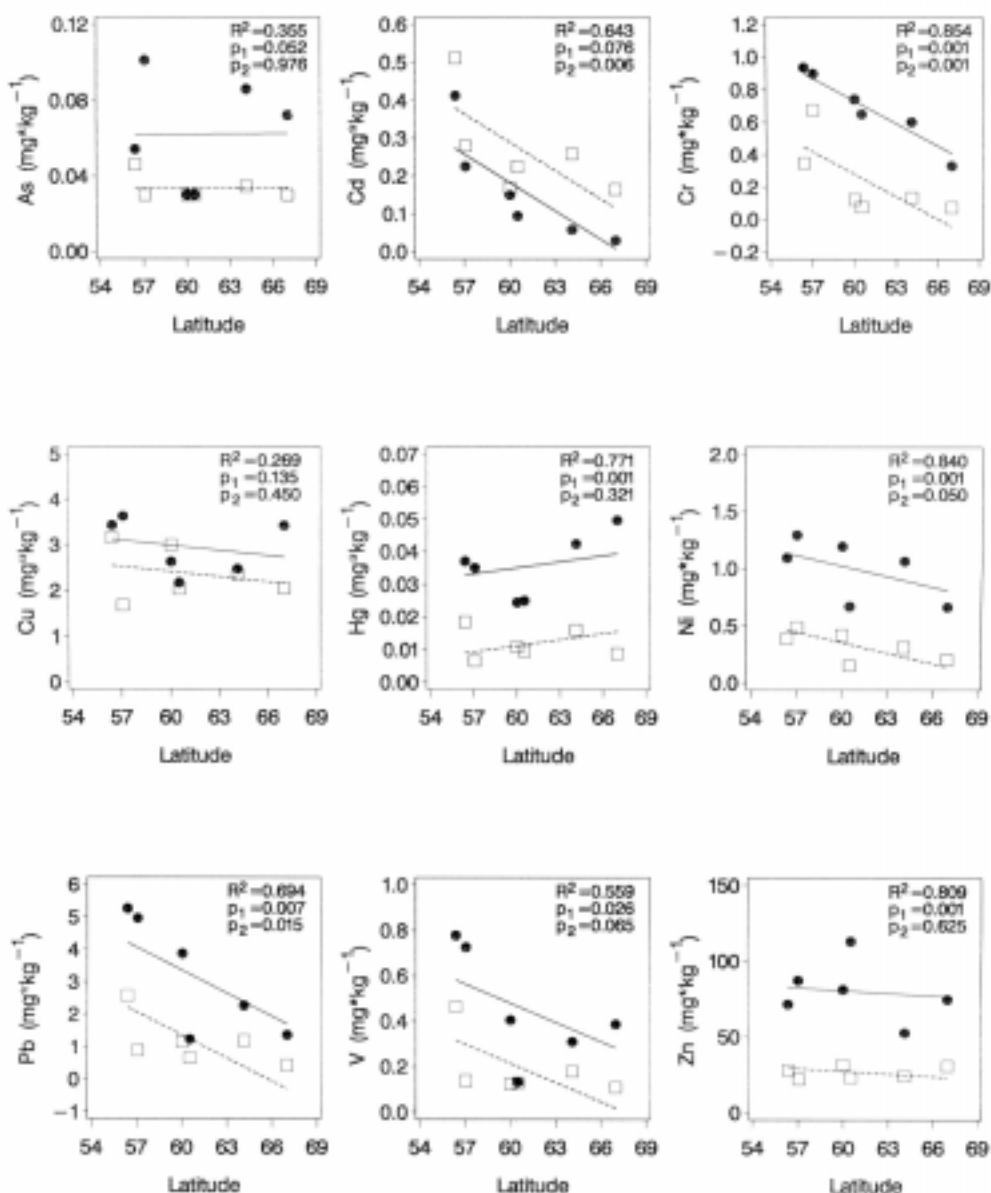
Askstillförsel har också visat sig öka halterna av katjoner i markvatten och avrinnande vatten. Rosén m.fl. (1993) konstaterade tydliga, troligen mycket temporära, ökningar av halterna Cd och Zn i markvatten under humuslager och under blekjord efter tillsats av totalt 5 ton granulerad vedaska. Jacobsson & Ring (1995a, b) kunde efter ett försök med askspridning i Torup södra Sverige inte påvisa förhöjda halter av Pb eller Cu i markvatten från 50cm djup (undertryckslysimetrar). Däremot kunde de efter askspridning vid Vindeln i norra Sverige iaktta temporärt förhöjda halter av Cd. Williams m.fl. (1996) fann inga entydiga förändringar av halterna As, Cd, Cr, Cu och Ni i grundvatten under ca 1 år efter tillförsel av 11-44 ton aska per ha. Parkman & Munthe (1996) fann inga förändringar av total- och metylkvicksilver i avrinningsvatten 5-6 år efter behandling med 2,2 ton granulerad vedaska. Eriksson (1996c) gjorde experimentella lakförsök i kolonner med resp utan humuslager. I försöksledet med humus konstaterades temporära kraftiga ökningar av Cd och Zn, men däremot ej i ledet utan humuslager. Detta kan tolkas som att de ökningar av Cd och Zn som observerats i markvattnet i olika fältförsök (Rosén m.fl., 1993; Jacobsson & Ring, 1995a) kan bero på att naturligt förekommande Cd och Zn i humuslagrets utbyteskomplex har trängts ut av

baskatjoner (ex. Ca, K, Mg) från askan. Att det är mycket små mängder tungmetaller som läcker ut från vedaskan de första åren har också verifierats i lakförsök (Eriksson, 1996c, Rudebeck & Lundkvist, 1997; Steenari m.fl., 1998). Simuleringar visar att två år efter spridning av askgranuler så är pH-värdet inne i granulerna fortfarande högt; pH 9-10 (Steenari m.fl., 1998). Det höga pH-värdet medför att tungmetallerna befinner sig i fast fas eller som katjoner adsorberade till de negativt laddade mineralytorna i askan och utlakningen av tungmetallerna från askan blir följaktligen liten (Andersson m.fl., 1998; Steenari m.fl., 1998).

Undersökningarna av metaller i markvatten och avrinningsvatten indikerar att haltökningar kan ske i ytnära horisonter, sannolikt till följd av utbytesprocesser, men att fastläggning sker i andra delar av markprofilen. En rimlig slutsats är således att tillförsel av kalk eller aska sannolikt inte ökar läckaget av Cu, Pb eller Hg från naturligt dränerade marker med väl utvecklade B-horisonter.

Till skillnad mot naturligt dränerade marker torde fuktiga och blöta marker med hög grundvattenyta tillfälligt kunna uppvisa hög uttransport av löst organiskt kol. På dessa marker kan ökad löslighet av organiskt kol till följd av en pH-höjning resultera i ökade halter av Cu, Pb och Hg. En indikation åt detta håll ges av Kreutzer (1995) som redovisar resultat av kalkning med 4 ton dolomit ha^{-1} i 80-årig granskog på löss- och sandsediment i södra Tyskland (jordmånen Alfisol). Åtgärden hade efter 5 år resulterat i en ökning i markvattnet av sådana metaller som formar starka organiska komplex, t ex Cu och Fe och i någon mån Pb. Tungmetaller som inte bildar starka organiska komplex uppvisade motsatt bild med avtagande halter i markvattnet.

Utbytesprocesser och högre halter i markvatten kan leda till högre biologiskt upptag av metaller. Rosén m.fl. (1993) fann dock för bär inga skillnader i Cd-halt mellan kontrollerad och ytor där 3,6 ton granulerad aska tillförts per ha. Nilsson & Eriksson (1997) testade upptaget av Cd, Cu, Pb och Zn i blåbärs-bär efter spridning av olika doser och typer av aska. Inga säkerställda behandlingseffekter kunde heller här påvisas. Temporärt förhöjda halter av Cd i enchytraeider har noterats efter spridning av 3-4 ton granulerad aska per ha (Rosén m.fl., 1993, Lundkvist 1996 och 1997). Tydliga tendenser till en ökning av Cd-innehållet i olika svamparter efter askspridning kan noteras i Rühling (1996). I något fall redovisar Rühling även lägre halt av Cd, Pb och Cu efter askspridning. Jacobsson & Ring (1995a & b) rapporterade för årsbarr förhöjda halter av Cu, Zn och Cd upp till 4 år efter tillförsel av 1-6 ton granulerad vedaska per ha. Effekterna var dock endast undantagsvis säkerställda. Jacobson (1998) fann förhöjda halter av Cd och Zn i årsbarr, som insamlats 2-7 år efter spridning av granulerad, pelleterad eller krossad blandaska i tre försök som låg i Halland, Bergslagen och Västerbotten. I samband med energiskogsodling har asktillförsel visat sig resultera i höga upptag av Cd i stam och blad från Salix (Bramryd, 1985). Alriksson (1998a) visade i ett fältförsök i södra Sverige att Cd-upptaget i hybridpoppel, hybridasp och Salix var högt och beroende av halten Cd i marken. Depositionen av luftföroreningar påverkar också innehållet av vissa spårämnen i olika delar av träden (figur 10.2). Alriksson (1998b) visade att koncentrationerna av Cd, Cr och Pb i grenar från tall och gran avtar från södra Sverige mot de norra delarna. För andra spårämnen som As, Cu, Hg, och Zn fanns inte detta latitudberoende (figur 10.2). Pehrson (1996) undersökte effekterna av fastmarkskalkning (3 ton kalk ha^{-1}) och våtmarkskalkning (20-25 ton kalk ha^{-1}) på upptaget av olika grundämnen i olika växter. Årsskott av olika trädarter samt 4-5 cm av de yttersta gröna delarna av ljung och lingon insamlades 1-4 år efter kalkspridning och analyserades. Inga effekter kunde iakttagas för bl a Ni, Pb eller Cr. Våtmarkskalkningen gav signifikant lägre upptag av Cu men högre upptag av Co.



Figur 10.2. Koncentrationer av olika spårämnen i grenar av gran (●) och tall (□) i en latitud-gradient över Sverige. Ett p-värde < 0.05 innebär att skillnaderna är statistiskt säkerställda. p_1 avser skillnader i spårämneskoncentrationer mellan trädslagen och p_2 korrelationer mellan spårämneskoncentrationer och latitud. Från Alriksson (1998b).

Spårämnena Se och Mo förekommer som anjoner och en pH-höjning efter tillförsel av kalk eller aska kommer att öka dessas löslighet och biotillgänglighet (Adriano, 1986; Alloway, 1990; Gupta, 1997). Höga halter av selen kan vara toxiskt för både växter och djur. I naturen förekommer molybden mycket sällan i så höga halter att de är toxiska för växterna (Adriano, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Gupta, 1997). För djur är dock höga molybdenhalter i fodret toxiskt genom interaktioner med koppar. Höga Mo-halter i foder har visat sig kunna inducera Cu-brist hos bl. a. nötkreatur (Adriano, 1986; Alloway, 1990; Gupta, 1997). Detta

har befarats även kunna gälla älgar och ge upphov till den s.k. älgsjukan (se även avsnitt 11.2).

Skogsvårdsorganisationens åtgärdsprogram omfattar två alternativ. Det första av dessa är kalkning med syfte att förhindra att markens surhetsgrad ökas. Det andra är vitalisering som är en tillförsel med allsidig sammansättning som dels återställer förlorade baskatjoner (dvs kompenserar en del av redan inträffad försurning), dels ökar markens förmåga att neutralisera kommande surt nedfall. Med dessa ambitioner åsyftas alltså inte att höja markens pH till nivåer som kan anses vara över de normala. Utifrån detta syfte kommer aska eller kalk således inte att generellt ändra mobiliteten relativt normala nivåer. Ett problem är dock att aska eller kalk momentant tillförs på markytan. Även om pH generellt inte skall tillåtas överstiga 5,5 i humuslagret kan ändå högre pH värden åtminstone tillfälligtvis uppstå särskilt ytligt i mikromiljöer.

Tillförsel av aska innebär i sig att spårämnen tillförs ekosystemet. [Skogsstyrelsen har satt upp kvalitetskrav på den aska som skall spridas på skogsmark \(se tabell 2.1\).](#) Bland kvalitetskraven finns en högsta godtagbar halt av spårämnen. Preliminära beräkningar av [Agnetha Alriksson \(pers comm.\)](#) visar dock att det finns en risk att den föreslagna dosen på 2 ton aska per ha i Skogsstyrelsens koncept för vitaliseringsgödsling (2 ton aska + 2 ton kalk per ha) medför att de tillförda mängderna av vissa spårämnen överstiger de mängder som maximalt kan tas bort (per rotationsperiod) om hela trädbiomassan (helträd inkl. barr) skördas. De spårämnesmängder som tas bort vid enbart stamvedsuttag är betydligt lägre (ca 10-50 % beroende på ämne) än vid helträdsuttag. Detta betyder att det vid spridning av aska, som innehåller de max.värden på spårämnen som Skogsstyrelsen satt upp, kan skogsmarken (speciellt i mellersta och norra Sverige, se figur 10.2) tillföras större mängder av dessa spårämnen än vad som under en skoglig rotationsperiod bortförs vid stamvedsuttag. Spridning av aska med så höga halter av spårämnen bör således undvikas eller bara ske som engångsföreteelse.

Vid askspridning tillförs spårämnena med askan på markytan medan vegetationens upptag sker även från djupare nivåer. Normalt tillförs emellertid spårämnen som förna och tillfälligtvis som hyggesavfall på markytan. Askspridning innebär dock en momentan tillförsel av stor mängd spårämnen i särskilt löslig form kombinerat med högt pH inom ett mycket begränsat skikt av marken. Ökat upptag av Mo och Se i vegetation kan därför inte uteslutas. Eventuell ökning av organiskt komplexbundet Cu, Pb eller Hg torde dock i första hand utlakas och utfällas i B-horisonter på naturligt dränerade marker. På blöta eller fuktiga marker kan dock inte läckage av dessa komplexbundna metallkationer till vattendrag uteslutas.

10.5 Effekter av kalkning och vitalisering på mykorrhizan

Kalkning eller tillförsel av vedaska eller andra vitaliseringsmedel i granulerad form verkar inte påverka totalmängden mykorrhiza. Art-sammansättningen påverkas dock.

En detaljerad genomgång av litteraturen inom området fram till 1995 återfinns i Nylund (1995). Sedan dess har praktiskt taget ingen ny eller motstridig information tillkommit på kalkningsområdet. Däremot har bilden av vitaliseringens effekter nyanserats.

Laboratoriestudier visar (Erland m.fl. 1990, 1991 enl. översikt i Nylund 1995) att det är pH-effekten av kalkningen, inte kalcium eller magnesium i sig, som påverkar mykorrhizasvamparna och själva mykorrhizabildningen. Vare sig man tillför kalk, aska, eller vitalgödselpreparat gäller det alltså att använda medel som ger så små omedelbara effekter som möjligt. Denna rekommendation rimmar väl med slutsatserna från undersökningar av andra effekter.

Kalkningsförsök i fält har tydliga effekter på mykorrhizasvampfloras sammansättning, så som den reflekteras i fruktkroppsbildningen, och effekterna kvarstår mycket länge (>30 år) (jfr. översikt i Nylund 1995). Eilertsen m.fl. (1997) redovisade att vissa svampar, ex. trattkantarell (*Cantharellus tubaeformis*), kan minska i antal efter skogsmarkskalkning medan andra ökar. Andersson (1996) har i fältförsök visat att kalkning orsakar en ändrad sammansättning av mykorrhizasamhället.

Det finns ännu inga undersökningar med ny metodik av själva mykorrhizan (alltså biomassa och artsammansättning på rotspetsarna), men rimligtvis påverkas artsammansättningen även hos denna. Effekterna antas härröra från pH-ändringen men framför allt från den ökade kvävetillgång den ökade humus- och förnaomsättningen för med sig. Vid inplantering av småplantor i starkt försurad mark har pH-höjning genom kalkning visats ge ett optimum för mykorrhizabildning runt 5, för att avta vid högre värden.

Gödsling med SkogVital i Skogabyförsöket minskade fruktkroppsbildningen med hälften (Wiklund m.fl. 1995), vilket utifrån indirekta observationer av ökad kvävemobilisering kan förklaras som en kväveeffekt. Varken på dessa ytor eller i några PK-försök i Blekinge påverkades den totala svampbiomassan på rotspetsarna, eller totalantalet arter av behandlingarna (Kårén & Nylund 1995).

Från försök med asktillförsel föreligger inga djupare analyser, men på ytor med hårdgranulerad aska i Torup har man observerat ansamlingar av mykorrhizahyfer under granulerna, vilket visar att svamp och rötter aktivt söker sig till dessa näringskällor (Clarholm och Nylund, opubl.). Med kännedom om allmänna effekter av flygaska och pH-chocker bör lättlöslig aska helt undvikas. Ju hårdare granulerad och mer svårlöslig askan är, desto mindre bör eventuella negativa effekter på mykorrhizan vara.

Sålunda föreligger inga indikationer på att vare sig kalkning, kompensationsgödsling eller askåterföring skulle medföra negativa effekter på mykorrhizas funktion. Däremot är det en ekologisk/etisk fråga om den förändring i svampfloran (och för övrigt även annan flora och fauna) är önskvärd eller acceptabel.

10.6 Kväveomsättning och fosfortillgänglighet

Kalk- eller vitaliseringsmedlets egenskaper och dos, samt ståndortens egenskaper är faktorer som påverkar omsättningen av både kväve och fosfor. Den mikrobiella aktiviteten och biomassan i marken ökar oftast med ökad dos, tills dosen blir så hög att antingen salthalten eller pH-värdet når skadliga nivåer. Nettomineraliseringen av kväve i humusskiktet minskar vanligtvis när C/N-kvoten i substratet överstiger 30. På sådana lokaler brukar inte nitrifikationen öka. Vid låga C/N-kvoter i substratet kan nettomineraliseringen öka. På dessa ofta näringsrika lokaler kan nitrifikationen öka kraftigt efter behandling. Kalkning kan tillfälligt immobilisera fosfor i marken. Vedaska och många andra vitaliseringsmedel innehåller fosfor och kan öka fosfortillgängligheten i marken. Fosfor i aska är dock ofta hårt bunden.

Hur de markbiologiska processerna påverkas vid tillförsel av kalk- eller vitaliseringsmedel beror bland annat på vilka kalk- eller vitaliseringsmedel som används, samt givan och kornstorleken. Markens pH-värde, textur och innehåll av organiskt material, samt vilken typ av organismer som finns i marken har självfallet också stor betydelse för effekterna på markorganismerna.

Kalkning eller vitalisering resulterar oftast i en ökad mikrobiell biomassa och aktivitet i humuslagret (Weber m.fl., 1985; Zelles m.fl., 1987; Persson m.fl., 1989; Illmer & Schinner, 1991; Bååth & Arnebrant, 1994; Smolander m.fl., 1994; Kreutzer, 1995). Svampbiomassan kan minska, men bakterieaktiviteten ökar ofta kraftigt. En ökad giva medför i de flesta fall även ökad mikrobiell aktivitet och biomassa (Bååth & Arnebrant, 1994). Mycket höga givor med lös aska kan dock medföra att salthalten i marken initialt blir så hög att biomassa och aktivitet minskar. Höga tungmetallhalter kan också inverka negativt på markorganismerna. Den ökade kolmineraliseringen som oftast sker initialt efter kalkning medför att C/N-kvoten i humuslagret, men på sikt även i mineraljorden, minskar något.

Kalkning eller vitalisering innebär ofta att kväve mineraliseringen, d.v.s. den mikrobiella omsättningen av organiskt bundet kväve till oorganiskt kväve (ammonium och nitrat), ökar initialt i humusskiktet (Persson m.fl., 1990). En del av det oorganiska kvävet tas snabbt upp av den ökande biomassan av mikroorganismer (s.k. immobilisering). Mängden oorganiskt kväve som är lättillgängligt för vegetationen (=nettomineraliseringen av kväve) kan antingen minska eller öka efter tillförsel av kalk- eller vitaliseringsmedel. En viktig faktor som påverkar nettomineraliseringen är C/N-kvoten i marksubstratet. Om C/N-kvoten i marksubstratet är högre än 25-30 minskar oftast nettomineraliseringen efter kalkning eller vitalisering och vice versa vid C/N-kvoter som understiger 25-30 (Nõmmik, 1979). Beroende på marksubstratet kan således en ökad giva av kalk- eller vitaliseringsmedel medföra antingen ytterligare ökad eller minskad nettomineralisering (Kaila m.fl., 1954; Popovic, 1975; Nõmmik, 1968, 1978, 1979; Tamm & Pettersson, 1969; Lohm m.fl., 1984; Lundmark & Nõmmik, 1984; Martikainen, 1984; Persson m.fl., 1989, 1990; Yavitt & Newton, 1990; Rosén m.fl., 1993; Schaaf & Zech, 1993; Fritze m.fl., 1994; Khanna m.fl., 1994; Persson, 1995).

Vid mineraliseringen av det organiskt bundna kvävet bildas först ammonium. Ammonium kan oxideras till nitrat, s.k. nitrifikation. Nitrifikation styrs främst av temperatur, syretillgång, fuktighet, pH, C/N-kvot, tillgången av näringsämnen och mängden ammonium (Haynes, 1986; Gundersen & Rasmussen, 1990). Nitrifikation förekommer ofta på näringsrika marker medan det på näringsfattiga marker sällan finns några nitrifierande organismer.

Ett högt pH-värde i marken gynnar nitrifierande bakterier. Förekommer nitrifikation i marken innan behandling, så ökar vanligtvis nitrifikationen med kalk- eller askgivan (Tamm & Pettersson, 1969; Popovic, 1975; Nõmmik, 1978; Persson, 1988b; Persson m.fl., 1990; Schaaf & Zech, 1990; Lang m.fl., 1993; Persson & Wirén, 1996). Höga salthalter kan dock hämma nitrifikationen. Heilman (1975) visade att om kloridsalter med högre koncentration än 0,005 M tillfördes nitrifierande jordprov från skogsmark minskade nitrifikationen. Mycket höga koncentrationer med K_2SO_4 (0,2 M) minskade också nitrifikationen, medan lika höga koncentrationer av K_2CO_3 och K_2HPO_4 ökade nitrifikationen. Belkacem & Nys (1995) rapporterade att gips kraftigt reducerade nitrathalterna i lakvattnet från ett lysimeterförsök jämfört med både kalkade behandlingar och kontroll. En hämmad nitrifikation på marker där deposition av NH_4^+ varit hög har också observerats (Boxman m.fl., 1988). I några undersökningar har man noterat lägre nitrathalter i markvattnet efter kalkning på nitrifierande mark (Hendershot m.fl., 1990; Mohamed m.fl., 1993). En orsak till de minskade nitrathalterna i markvattnet kan vara ökat näringsupptag vid kalkningen.

Även höga tungmetallhalter hämmar nitrifikationen. Enligt Bååth (1989) är flertalet av de mikroorganismer som bidrar till nitrifikationen mer känsliga för tungmetaller än de organismer som medverkar vid kväve mineraliseringen.

En kraftigt ökad nitrifikation kan leda till att nitrat lakas ur markprofilen till grund- och ytvatten (se avsnitt 15).

Fosfor visar liksom kväve en tillgänglighet som kan kopplas till omsättning av organiskt material och kommer därför på liknande sätt påverkas av kalk- och askgivor. I en sammanställning av Nihlgård m. fl. (1996a) baserad på opublicerade data från Nihlgård och Gylling framgår att halten surt ammoniumacetat-lösligt fosfat i humusskiktet i vissa fall sjönk kraftigt efter tillförsel av 5 ton mald kalksten per ha eller 10 ton dolomit per ha i halländska bokskogar. Av 4 ytor uppvisade 2 tydlig sänkning av halten medan de återstående endast uppvisade små eller inga förändringar. Data från ett kalkningsförsök i sockerlönbestånd i Pennsylvania (Long m.fl., 1997) visade att skillnaden i halten av extraherbart P i de övre 5 cm av marken mellan kalkade ytor (22 ton dolomit ha^{-1}) och okalkade ytor tenderade att öka med åren. Åtta år efter behandling var halten extraherbart P i detta skikt bara hälften av motsvarande halt på obehandlade ytor. Nilsen (1998a) anger att 30 år efter kalkning hade mängden extraherbart fosfor minskat i humuslagret på tre av fyra kalkförsök i Norge. Den troligaste förklaringen till minskningen uppges vara immobilisering av fosfor i takt med ökad nedbrytning. Immobilisering är en tillfällig process och immobiliserade näringsämnen kommer i regel att förr eller senare frigöras. Effekter av aska på fosforomsättning har också studerats av Clarholm (1994) vid försöken i Skogaby. Ett år efter tillförsel var fosforkoncentrationen i barr och mikroorganismer lägre i den askbehandlade ytan än i kontrolloytan. Fem år efter tillförsel upprepades mätningarna och då var bilden den motsatta, dvs mer fosfor i den askbehandlade ytan. Resultaten kan tolkas så att en ask- eller kalkgiva kan orsaka en temporär immobilisering av fosfor men ökat pH kommer att öka omsättningen och på sikt frigörelsen av fosfor. Det skall dock observeras att trädaska innehåller fosfor och att en asktillförsel därför spär på fosforförrådet i marken.

10.7 Effekter på avgången av växthusgaser

Kompensationsgödsling eller vitalisering innebär i relation till ett 0-alternativ en ökad mineralisering på marker med låg C/N-kvot (<25) i södra Sverige. Effekten på nettoflödet av C mellan mark och atmosfär är mycket liten. Åtgärderna kommer sannolikt att minska avgången av lustgas. Effekterna på metanoxidation är rätt oklara, möjligen kan oxidationen öka. En sammanlagd bedömning av effekterna på emissioner av växthusgaser är att underlag för mer precis kvantifiering saknas, men att effekterna under alla omständigheter är små och att en viss minskning är fullt möjlig.

Koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och lustgas (dikväveoxid; N₂O) är växthusgaser som kan öka på grund av ändrad markanvändning (Holmén, 1996; Kasimir Klemetsson & Klemetsson, 1996). Terrestra skogsekosystem i tempererade klimat är viktiga källor och sänkor för koldioxid och lustgas, men samtidigt också en sänka för metan. Olika skogsåtgärder kan förstärka eller försvaga dessa källor och sänkor av växthusgaser.

Avgång av CO₂ är kopplat främst till nedbrytning av organiskt material. Kalkning eller vitalisering kan på kväverika lokaler i södra Sverige med gynnsamt klimat (hög temperatur och hög nederbörd under sommaren) kan öka CO₂-avgången, speciellt vid höga givor (se avsnitt 10.2). Lilliesköld & Nilsson (1997) bedömer dock effekten av skogsmarkskalkning (500 000 ha under 30 år) på nettoflödet mellan mark och atmosfär som mycket liten.

Lustgas kan bildas både vid nitrifikation och denitrifikation:

Nitrifikation: $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$



Denitrifikation: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$

Vid dålig syretillgång eller vid låga pH-värden i marken kan lustgas bildas vid nitrifikationsprocessen. Denitrifikation uppträder vid syrefria förhållanden varvid nitrat utnyttjas som oxidationsmedel. Den relativa andelen lustgas som bildas vid denitrifikation ökar med minskat pH-värde.

Om den mikrobiella nedbrytningen av organiskt material sker under syrefria betingelser, i exempelvis våtmarker, bildas bl.a. metan. I marken finns även metanoxiderande bakterier, som använder metan som både kol- och energikälla. De metanoxiderande bakterierna är aeroba och kräver således syre för sin tillväxt. Detta innebär att våtmarker oftast är metankällor, medan väl-dränerade marker, speciellt opåverkad skogsmark, vanligen är sänkor för atmosfärens metan. Jordbearbetning, ökad kvävetillgång och låga pH-värden anses minska metanoxidationen (muntlig uppgift från L. Klemetsson).

Hur kalkning och vitalisering påverkar avgången av metan och lustgas har inte undersökts lika mycket som effekterna på CO₂-avgången (se avsnitt 10.2). De flesta av de undersökningar som

gjorts indikerar dock att emissionen av lustgas från skogsmark minskar eller är oförändrad efter kalkning. I ett försök vid Gårdsjön, Bohuslän, noterade Kasimir Klemedtsson & Klemedtsson (1996) tendenser till minskat lustgasavgång sju år efter kalkning (6 ton dolomit ha^{-1}). Brumme & Beese (1992) rapporterade att fem år efter kalkning (30 ton dolomit ha^{-1}) av ett bokbestånd i Tyskland var emissionen av N_2O 74 % lägre än från obehandlad yta. En upprepning av mätningarna 13 år efter kalkning visade på 82 % reduktion av N_2O -emissionen jämfört med obehandlad yta (Borken & Brumme, 1997). I tre andra kalkförsök (6-43 ton kalk ha^{-1}) i bok- eller granbestånd i norra Tyskland noterade Borken & Brumme (1997) tendenser till minskning av lustgasavgången 5-19 år efter behandling. Borken & Brumme (1997) refererar också till två andra undersökningar i södra Tyskland som visat på oförändrad emission av N_2O i granbestånd 6 månader resp. 6 år efter kalkning med 4 ton dolomit ha^{-1} . I Höglwald i södra Tyskland fann däremot Butterbach-Bahl m.fl. (1997) att ett kalkat (4 ton dolomit ha^{-1}) granbestånd hade högre N_2O emission (+60 %) jämfört med ett okalkat granbestånd. Det är möjligt att det krävs mer än 3-4 ton kalk ha^{-1} för att man skall få någon minskning av lustgasemissionen.

När det gäller metanavgång så rapporterade Kasimir Klemedtsson & Klemedtsson (1996) om tendenser till ökad metanoxidation 7 år efter kalkning (6 ton dolomit ha^{-1}). Yavitt m.fl. (1993) noterade däremot tendenser till minskad metanoxidation 1-2 år efter kalkning (10 ton ha^{-1}). Borken & Brumme (1997), som studerade 3 bokbestånd och 2 granbestånd i norra Tyskland, redovisade ökad metanoxidation (26-580 %) i fyra fall och minskning (24 %) i ett fall. Enligt Borken & Brumme (1997) så gynnas metanoxidationen av en hög daggmaskaktivitet (djupgrävande daggmaskar). Daggmaskarna rör om i marken så att porositeten ökar, varvid bl.a. metan lättare kan diffundera från atmosfären ner till de metanoxiderande bakterierna som ofta finns en bit ner i marken. Effekterna av kalktillförsel på metanoxidationen är således inte helt entydiga, men den rimligaste slutsatsen är dock att åtgärden leder till ökad metanoxidation (muntlig uppgift L. Klemedtsson).

11. Effekter av kalkning och vitalisering på flora och fauna

Kalkningsförsök på skogsmark har funnits sedan början av 1900-talet i bland annat Sverige, Tyskland och Finland. Undersökningar av effekterna på skogsekosystemet av olika vitaliseringsmedel har däremot utförts bara de senaste 10-15 åren. De långsiktiga effekterna på skogsekosystemet efter vitaliseringsgödsling är således dåligt kända. Resultaten från försöken med skogsmarkskalkning kan dock till stor del även antas gälla för olika vitaliseringsgödselmedel.

11.1 Flora

Det totala artantalet tycks öka efter kalkning eller askåterföring. Många lavar och mossor är dock känsliga för den pH- eller salthaltsökning som sker efter kalkning eller vitaliseringsgödsling. Levermossor kan exempelvis försvinna helt efter kalkning. Andra mossor kan istället öka sin täckningsgrad. Minskning av lavfloran kan observeras mycket lång tid efter kalkning på näringsfattiga marker. På dessa marker kan även blåbärsförekomsten minska, speciellt vid höga kalkdoser. Täckningsgraden av ljung och lingon kan då istället öka, medan förekomsten av gräs och örter inte tycks öka. På kväverika marker kan kalkning medföra att kvävegynnade arter gynnas på andra arters bekostnad. Även asktillförsel kan medföra minskad täckningsgrad av lavar och mossor. Om askan granuleras observeras dock vanligtvis inga större negativa effekter på floran.

Vitaliseringsgödsling enligt Skogsstyrelsens koncept tycks inte medföra några skadliga effekter på floran.

11.1.1 Effekter av kalkning

Löses kalksten i vatten erhålls ett pH-värde på ca 8.4 (Sverdrup & Warfvinge, 1987). Hur mycket och hur snabbt markens pH-värde ökar beror bl.a. på kalkens geologiska ursprung, giva och kornstorlek. Vid skogsmarkskalkning kan det höga pH-värdet orsaka att skador uppstår på känslig vegetation. För speciellt känslig flora kan irreversibla konsekvenser uppkomma. Lavar och mossor drabbas oftast hårdast (Hallbäcken m.fl., 1996; Nilsen & Granheim, 1998; Rafstedt, 1998). Aronson (1995a) rapporterade bl.a. att levermossor är känsliga för kalkning. I ett försök försvann alla levermossor året efter kalkning och hade ej återkommit 7 år efter kalkning. **Vid våtmarkskalkning brukar vitmossorna minska i täckningsgrad.** Hallbäcken och Zhang (1998) fann dock i ett gödslingsförsök (Farabol, Blekinge), där 500 kg kalk ha⁻¹ tillförts årligen under 12 år, att den totala täckningsgraden av mossor ganska snabbt återgick till det normala efter att kalkningen upphört.

Kalkningen medför att pH-värdet i de ytligaste markskikten ökar (se avsnitt 10.1.1), vilket gynnar en del arter och missgynnar andra. Det totala antalet arter brukar dock öka efter kalkning (Fransman m.fl., 1996; Hallbäcken m.fl., 1996). Effekten varierar dock med avseende på art. Många lavar, exempelvis minskar efter kalkning. Förändringar av lavfloran har således

observerats 9-68 år efter kalkning (3-10 ton kalkstensmjöl ha⁻¹). De negativaste effekterna noteras oftast på de näringsfattigaste skogsmarkerna (tallhedar). Förutom att lavarna minskar på dessa marktyper så minskar även blåbärsförekomsten, medan ljung och lingon ökar (Forsell, 1997). Många mossor ökar också sin täckningsgrad efter kalkning (Andersson m.fl., 1995; Hallbäcken m.fl., 1996). På näringsfattiga marker leder kalkning ofta till att den mikrobiella aktiviteten ökar vilket immobiliserar kväve. Detta gynnar således arter som inte kräver så mycket kväve. Täckningsgraden för gräs och örter förändras dock inte i någon större grad efter skogsmarkskalkning enligt Hallbäcken m.fl. (1996). En minskning av täckningsgraden för blåbär efter kalkning har även rapporteras från Norge (Nilsen & Granheim, 1998) och denna effekt tycks förvärras med ökad giva (Hallbäcken m.fl., 1996; Nilsen & Granheim, 1998). Nihlgård & Popovic (1984) anger däremot, med utgångspunkt från främst äldre tyska studier, att ljungen missgynnas av kalkning till förmån för bl.a. blåbär. Det är dock möjligt att dessa äldre studier gjordes på mer näringsrik mark.

Enligt Nihlgård & Popovic (1984) så kan kalkning, med upp till 10 ton kalk ha⁻¹, på tjocka mårtäcken medföra förvånansvärt små effekter på vegetationen. Detta skulle bero på att kalken binds in i organiska föreningar i mårn, som successivt täcks av ny förna så att den gamla vegetationen breder ut sig igen.

Försök på två näringsfattiga marker i Dalarna visade att kalk + PK tillförsel ökade antalet arter något jämfört med bara kalk (Forsell, 1997). Tillförsel av kväve i kombination med kalk eller kalk + PK kan öka artantalet ytterligare.

Kalkning på kväverika marker eller inom områden med hög kvävedeposition kan medföra att kvävegynnade arter såsom brännässla, hallon, mjölkört och fläder får en ökad förekomst på andra arters bekostnad (Matthesen, 1982; Raulund-Rasmussen, 1989; Kaupenjohann, 1995). Förekomsten av kvävegynnade arter tyder på att kalkningen medfört att en del av det organiska kvävet i marken har omsatts till oorganiskt kväve. Mrotzek & Schmidt (1998) rapporterade att i norra Tyskland (Niedersachsen och Nordrhein-Westfalen) har uppslaget av brännässlor ökat kraftigt de senaste 10-15 åren i gamla bokbestånd på baskatjonfattiga underlag (ex. sandsten), vilka kalkats under denna period.

Tungmetallupptaget i växterna minskar ofta efter kalkning eftersom det höjda pH-värdet i marken medför att tungmetallernas löslighet minskar. Ca-jonerna kan dessutom ersätta Cd vid upptaget i växterna (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

11.1.2 Effekter av vitaliseringsmedel

Flera kalk- och gödslingsförsök har visat att lavar och mossor är mycket känsliga för snabba förändringar i pH eller salthalt. Direkta skador på lavar och mossor efter behandlingar som ger sådana effekter har rapporterats i flera fall (Nihlgård & Popovic, 1984; Jäppinen & Hotanen, 1990; Rodenkirchen, 1992; Kellner 1993a,b). Eftersom många av vitaliseringsmedlen kan ge snabba pH- och salthaltsförändringar kan man förvänta sig att skador kan uppkomma på lavar och mossor.

Kellner & Weibull (1998) noterade att 2-8 ton lös vedaska eller härdad krossaska per ha gav synliga skador på tre av fyra studerade mossor under det första året efter behandling. Tre år efter behandlingen fanns det dock inga synliga skador på dessa mossor. Granulerad aska eller kalk (4 ton ha⁻¹) gav inga skador. På renlav observerades inga negativa effekter.

Nohrstedt (1993a) rapporterade att mängden blåbärsris minskade betydligt i ett försök med PK-gödsling i ett tallbestånd i Västerbotten. Det fanns också en tendens till att lingonriset minskade.

Jämfört med kalk har lös aska högre löslighet och ett högre pH-värde (pH 10-13 jämfört med pH 9 för kalksten). Detta medför att pH och salthalt ökar kraftigt i markens ytskikt efter tillförsel med lös aska. Spridning av lös aska kan därför orsaka brännskador på vegetationen. Denna chockeffekt kan reduceras genom att behandla (härdning, granulering, pelletering) den lösa askan innan spridning.

Vid askåterföring spelar naturligtvis faktorerna giva och kornstorlek också stor roll för pH-ökningen i marken. Men faktorer som askans sammansättning och härdningsegenskaper har också stor inverkan. För både kalk och aska har markens ursprungliga utbyteskapacitet, pH-värde och vattenhalt ett stort inflytande på pH-ökningens storlek och hastighet.

Orth & Westling (1998) studerade bl.a. effekterna på floran i slutna resp. ungskogsbestånd i södra Sverige efter behandling med 2 ton granulerad aska eller krossad aska i kombination med 3 ton kalk eller dolomit. I de slutna skogsbestånden kunde inga tydliga effekter noteras 3 år efter behandling. Bland annat observerades att mossor som är känsliga för kalk inte hade påverkats. Inte heller i planteringsskogen noterades några negativa effekter på mossor och andra känsliga arter. En ökad förekomst av björnmossa observerades, liksom vissa gräs (kruståtel och rödven).

Gyllin & Kruuse (1996) undersökte sex lokaler som 2-10 år tidigare behandlats med 1-7 ton lös eller granulerad aska per ha. Jämfört med kontrolltytor tycktes artantalet öka i de askbehandlade ytorna. Marklavarna missgynnades dock av asktillförseln. De största förändringarna observerades på ytor som behandlats med lös aska. Några större negativa konsekvenser på floran av asktillförseln ansågs dock inte ha inträffat. Silfverberg & Hotanen (1989), som återinventerade en dikad myr som 40 år tidigare gödslats med 8-16 ton lös vedaska per hektar, fann att vissa mossor och lavar försvunnit eller minskat i täckning medan vanlig husmossa (*Hylocomium splendens*) verkade opåverkad. Om askan är granulerad blir troligen dess påverkan på floran liten eller ingen om givan är måttlig. Arvantis & Hamza (1997, 1998) studerade florans sammansättning i två tallbestånd (Trönö, Hälsingland och Gimåfors, Medelpad) som året innan hade tillförts vedaska (3 ton ha⁻¹) i form av granuler (Trönö) och pellets (Gimåfors). De kunde inte observera någon påvisbar förändring av floran på de askbehandlade ytorna.

Den aska som blir kvar efter förbränning av skogsbränsle innehåller även radioaktiva ämnen bl.a. Cs-137. Det finns farhågor att det radioaktiva cesiumet i askan lätt kan tas upp av växterna om askan återförs till skogsmarken. Förhöjd halt av Cs-137 i svamp, bär och andra växter skulle medföra att även skogslevande djurarter, samt även människor skulle få i sig mer radioaktivt cesium. Försök med kaliumgödsling har visat att cesiumupptaget då minskar (Nohrstedt, 1994). Enligt Johansson (1997) kan eventuellt även det lättlösliga kaliumet i vedaskan medföra att upptaget av Cs-137 minskar. Forskning om detta pågår.

11.2 Fauna

Markdjur som vistas mycket nära markytan påverkas mest av kalkning eller vitalisering. Dessa åtgärder kan kraftigt förändra sammansättningen av markdjuren. Bland annat gynnas daggmask. Även mollusker ökar i antal. Den förändring som kan ske i växternas upptag av bl.a. spårämnen efter kalkning eller vitalisering påverkar förmodligen inte de större landlevande djuren i någon högre grad.

11.2.1 Markdjur

Den snabba pH-höjningen av det översta humuslagret efter kalkning medför en förändring av förhållandena för markdjur och mikroorganismer i detta lager. Daggmaskar och andra större markdjur kan öka sin aktivitet och biomassa (Nihlgård & Popovic, 1984; Persson, 1988b; Schierl & Kreutzer, 1989; Kreutzer, 1995; Wolters m.fl., 1995; Persson m.fl., 1996). Populationsminskningar har dock noterats för småringmaskar, många hoppstjärtar och orbatidkvalster samt vissa nematodarter.

Hur markdjuren påverkas av kalkningen beror bland annat på vilken typ av kalkmedel som används, giva och kornstorlek samt markens pH-värde, textur och innehåll av organiskt material. Vilken typ av markorganismer som finns närvarande har också betydelse för kalkningens effekter (Persson, 1988c).

Enligt Persson m.fl. (1996) medförde kalkning till att daggmaskar, protozoer, snäckor och vissa arter av småringmask ökade sin population. Däremot minskade populationen av många orbatidkvalster, vissa nematodarter samt småringmasken *Cognettia sphagnetorum*. För många nematod- och leddjursarter kunde man dock inte observera någon förändring i antal eller biomassa efter kalkning. Förändringen i daggmaskpopulation påverkar flera av de mindre markdjurens population (speciellt nematoderna och småringmasken *C. sphagnetorum*) genom konkurrens.

11.2.2 Övriga landlevande djur

Snäckor och mollusker brukar öka i antal efter kalkning (Gärdenfors, 1992; Gärdenfors m.fl., 1995; Persson m.fl., 1996). Gärdenfors m.fl. (1995) observerade bl.a. att antalet sniglar per ytenhet ökade i genomsnitt med mer än 2 000 %, 1-10 år efter kalkning med 2 ton kalk ha⁻¹ i tre bokskogar i södra Sverige. Gärdenfors m.fl. (1995) konstaterade också att i sydvästra Sverige så medförde en ökad basmättnadsgrad i förnan till att artantalet av landsnäckor ökade.

Skogsmarkskalkning eller vitaliseringsgödslingens effekter på de större landdjuren är inte lika väl studerade som för de mindre landdjuren. Den s.k. Älvsborgssjukan hos älg som främst observerats i södra delen av Älvsborgs län har av Frank m.fl. (1994) och Frank (1998) föreslagits indirekt bero på kalkningsverksamhet på skogsmark, våtmarker och sjöar. Enligt denna hypotes kan skogsmarkskalkningen höja pH-värdet i marken så mycket att Mo i marken blir mer lätttröligt och tas upp av växterna, som i sin tur betas av bl.a. älg. Ett kraftigt

upptag av Mo i födan kan sedan medföra att Cu blev fysiologiskt mindre tillgänglig i älgkroppen och medföra Cu-brist som utlöser den s.k. Älvsborgssjukan. I en undersökning av skjutna friska älgar i Älvsborgs län under 12 år (1982-1994) har Cu -halten i lever minskat med 50%, Cd-halten i njurar och lever minskat med 25-35% medan Mo-halten ökat med 20-40% (Frank m.fl. 1994, Frank 1998).

Enligt Adriano (1986), Kabata-Pendias & Pendias (1992) och Gupta (1997) ökar risken för Cu-brist hos betesdjur kraftigt om Mo-halten i fodret överstiger 5-8 mg kg⁻¹ torrsustans eller när Cu/Mo-kvoten understiger 4. Wallin (1996) jämförde Mo- och Cu-halterna i sälkvistar och gräs från kalkade (17-70 ton kalk ha⁻¹) och okalkade våtmarker i Norra Skåne. Halterna av Mo ökade signifikant i sälkvistar och gräs från de kalkade områdena, medan Cu-halten minskade något. De högsta Mo-halterna som noterades på de kalkade ytorna var 0,61 resp. 0,48 mg kg⁻¹ för sälkvistar och gräs, d.v.s. långt under de halter som brukar anges som kritiska. Sälkvistarna från de kalkade ytorna hade dock en signifikant lägre Cu/Mo-kvot (medel: 24) jämfört med de obehandlade ytorna (medel: 74).

Pehrson (1996) insamlade växtmaterial från kalkade provytor på fastmark och våtmark i södra Älvsborg och jämförde det kemiska innehållet i detta växtmaterial med liknande växtmaterial från intilliggande obehandlade ytor. Denna studie kunde inte notera några säkerställda haltförändringar av Mo i växter till följd av kalkning. Högsta Mo-halten i växtmaterialet var 0,33 mg kg⁻¹ torrsustans och den lägsta Cu/Mo-kvoten var 9,8. Endast vid våtmarkskalkning kunde en klar tendens till minskning av Cu/Mo-kvoten observeras. Dock måste noteras att Mo-halterna i ett stort antal prov (87 %) låg under detektionsgränsen och att det statistiska underlaget därför var svagt. Provinsamlingen skedde först 1-4 år efter kalkning och det kan inte uteslutas att en eventuell effekt på Mo-halter därför klingat ut.

Hypotesen om att skogsmarkskalkningen orsakat den s.k. Älvsborgssjukan kan dock ifrågasättas av andra anledningar. Skogsmarkskalkningen i Älvsborgs län hade ännu ej påbörjats när en kraftig ökning av älgsjukan observerades 1988-89. Våtmarkskalkningen bedrevs då i mycket liten omfattning. Vidare har skogsmarks- och våtmarkskalkning bedrivits på flera andra ställen i Sverige utan någon synbar effekt på älgstammen.

12. Effekter av kalkning och vitalisering på skogens tillväxt och vitalitet

12.1 Effekter på plantetablering och skogsproduktion

Kalkning eller vitalisering i normala doser verkar inte påverka plantetableringen. Höga doser av färsk reaktiv aska minskar kraftigt frönas grobarhet. Kalkning eller ask-tillförsel minskar oftast tillväxten på näringsfattiga lokaler i upp till 30 år. Tillväxtreduktionen under denna perioden kan i värsta fall uppgå till drygt 20 %. Efter denna period kan dock tillväxten öka relativt obehandlade ytor. På näringsrika ståndorter med låg C/N-kvot kan tillväxten öka något (5-15 %).

12.1.1 Plantetablering

Det är få studier som undersökt hur kalkning eller vitalisering påverkat skogsträdens frögroningen. Ljungström m.fl. (1990) och Ljungström & Nihlgård (1995) kunde inte se någon effekt av kalkning (2, 5 eller 10 ton dolomitkalk ha⁻¹) på varken plantöverlevnad eller tillväxt för bokplantor i tre bokbestånd i närheten av Hörby, Skåne. Glatzel m.fl. (1986) och Larsen & Buch (1995) kunde dock i krukförsök observera en signifikant ökning av biomassaproduktionen för bokplantor 1-2 år efter kalktillförsel. McClenahan & Hutnik (1979) anger att tillväxten hos glanshagg- och sockerlönnpantor på kalhyggen i nordöstra USA var högre på ytor som tillförts ca 1 ton dolomit ha⁻¹. Long m.fl. (1997) kunde inte se någon effekt av kalkning (22 ton dolomit ha⁻¹) på frögroningen för sockerlön i Pennsylvania, USA.

Effekten av asktillförsel på frögroningen har främst studerats (laboratorie- och fältförsök) i Finland (Rikala & Jozefek, 1990, Silfverberg, 1995), Kanada (Thomas & Wein, 1990, 1994) och i Israel (Neéman m.fl., 1993). De flesta av dessa studier visade att grobarheten minskade vid asktillförsel, speciellt när färsk olakad vedaska användes. På grund av bl.a. de höga askgivorna i flertalet av dessa försök (ex. 1-5 cm asklager) är resultaten dock inte helt tillämpliga för en normal vitaliseringsgödsling i Sverige.

12.1.2 Skogsproduktion

Skogsmarkskalkningens eller vitaliseringsgödslingens effekt på träd-tillväxten påverkas av flera faktorer, ex. tid efter behandling, marktyp, beståndsålder, trädslag m.m. Eftersom trädens stamvedsproduktion i de flesta svenska skogar, som står på fast mark, begränsas av kväve (Tamm, 1991) har kvävetillgången i marken en central betydelse för tillväxteffekten av kalkning eller vitaliseringsgödsling.

Undersökningar genomförda på 1980-talet visade att skogsmarkskalkning oftast medförde reducerad tillväxt (3-22 %) under de första 3-30 åren efter behandling på många ståndorter i Sverige, Finland och Norge (Popovic & Andersson, 1984; Derome m.fl., 1986; Tveite m.fl., 1994; Andersson m.fl., 1996). I några av dessa fall övergick dock den initiala

tillväxtminskningen till en tillväxtökning. Tillväxtminskningen beror förmodligen till största delen på att tillgången till oorganiskt kväve i marken kan minska efter kalkning. Laboratorie- och fältförsök visar nämligen att kalkning oftast medför en ökad mikrobiell biomassa i humuslagret och att det oorganiska kvävet i detta lager då kan immobiliseras i denna ökade mikrobiella biomassa. Enligt Persson m.fl. (1990) gäller detta speciellt om C/N-kvoten i humuslagret överstiger 30 (se avsnitt 10.6). Många av de äldre svenska kalkningsförsöken utfördes i mellersta och norra Sverige på relativt näringsfattiga ståndorter med höga C/N-kvoter. En annan hypotes som kan förklara tillväxtminskning efter kalkning är att växttillgängligheten för vissa ämnen minskar på grund av pH-ökningen i marken. Reducerade B-halter i gran- och tallbarr har således ofta observerats efter kalkning (Popovic & Andersson, 1984; Derome m.fl., 1986; Nilsen & Granheim, 1998). Drygt 30 år efter kalkning (3-16 ton kalksten ha⁻¹) kunde dock Nilsen & Granheim (1998) inte påvisa någon klar tendens i tillväxten från fyra försök i gammal tallskog i Norge, trots att B-halten i barren minskat i två av försöken.

Grundat på ett fåtal försök i Sverige anger Popovic (1988) att tall på svaga boniteter reagerar med minskad tillväxt under 10-15 år efter kalkning. Därefter ökar tillväxten så den oftast ligger över obehandlade ytor. På medelgoda boniteter tycks tallen inte alls reagera på kalkningen under de första 5-10 åren efter behandling. Äldre kalkförsök med tall på medelgod bonitet tycks saknas i Sverige. I Finland kunde man under de första 18 åren efter kalkning på goda tallboniteter inte notera någon tillväxtförändring jämfört med kontrolltytor (Derome m.fl., 1986). Enligt Popovic (1988) så reagerar gran mer negativt än tall vid kalkning på svaga boniteter. Det kan då ta upp till 30 år innan den negativa tillväxteffekten är över för gran. Derome m.fl. (1986) rapporterade att 32 finska försök med kalkning på granytor (svag – mycket god bonitet) visade på en tydlig tendens till minskning av tillväxten 18 år efter behandling.

I de nyare skogsmarkskalkningsförsök i Sverige, med bättre försöksupplägg (fler upprepningar), har man inte observerat några tillväxtminskningar (Popovic, 1992; Andersson m.fl., 1995; Nihlgård, 1996b; Sikström, 1997). Dessa försök har dock ofta placerats på lite bördigare marker eller i södra Sverige med hög kvävedeposition. Skogsmarkskalkning på dessa bättre marker medför att tall reagerar med en svag tillväxtökning, medan produktionsökningen blir större för gran (Andersson m.fl., 1996). Produktionsökningar på upp till 10 % kan uppträda på marker med medelgod till hög bonitet. Ren kalksten tycks påverka trädens tillväxt snabbare än om dolomit används.

Kalkförsök i Centraleuropa har lett till antingen ökad, oförändrad eller minskad träd-tillväxt (Nebe, 1972; Nihlgård & Popovic, 1984; Bonneau m.fl., 1990/91; Hüttl & Zöttl, 1993). Tillförs även K, P, Mg och/eller N i samband med kalkningen blir de positiva tillväxteffekterna oftast större (Nohrstedt, 1995). Som exempel kan nämnas att kalkning av holländska ljunghedar har ofta medfört en ökad tillväxt på planterad tall, gran, ek, bok och douglasgran. Tillförsel av enbart P, eller P + K, har också oftast medfört en kraftigt ökad skogsproduktion på dessa ljunghedar (van den Burg, 1991). Kalkningsförsöken i Centraleuropa visar också att lövträden ofta svarar mer positivt på kalkning än barrträden. Detta beror förmodligen på att C/N-kvoten i humusskikt och mineraljord under lövträd oftast är lägre än under barrträd (FN/ECE & EG, 1998). En låg C/N-kvot medför en hög nettomineralisering av kväve (se avsnitt 10.6). Long m.fl. (1997) rapporterade att kalkning (22 ton dolomit ha⁻¹) i ett blandlövbestånd i Pennsylvania hade ökat grundytan hos sockerlönna (*Acer saccharum* Marsh.) signifikant 8 år efter behandling. För glanshägg (*Prunus serotina* Ehrh.) och amerikansk bok (*Fagus grandifolia* Ehrh.) noterades dock inga tillväxteffekter. **Det bör påpekas att många av de gödslingsförsök i Centraleuropa där positiva tillväxteffekter erhållits efter tillförsel av kalk och/eller P, K samt Mg beror på att dessa jordar ofta är grovkorniga samt näringsfattiga (Evers, 1991). Dessa jordarna har varit utsatta för**

vittring i mer än 100 000 år, medan jordarna i Sverige utsatts för vittring i endast ca 8 000 – 13 000 år.

Tillförs kväve i samband med kalkning på näringsfattiga ståndorter observeras oftast inte någon tillväxtnedsättning utan istället en kraftig tillväxtökning (Persson m.fl., 1990; Popovic & Andersson, 1984).

De få resultat som finns från försök med vitaliseringsgödsling (olika former av PK-medel) visar att träd tillväxten inte påverkas signifikant. Nohrstedt m.fl. (1993) som studerade fyra granbestånd i Blekinge och nordöstra Skåne observerade en tendens till att grundytetillväxten var högre (+15%) på ytor vilka gödslats med ett vitaliseringsmedel (25 kg P, 60 kg K, 40 kg Ca, 8 kg Mg, 50 kg S ha⁻¹ + lite mikronäringsämnen) jämfört med kontrolytorna. Tillförsel av bara kväve (150 kg N ha⁻¹) ökade dock grundytetillväxten med 25 %. Från danska försök med 58-årig gran på näringsfattig jord vid Klosterhede rapporterades att tillförsel av kalcit och dolomit i kombination med kieserit och fosfor (200, 1720 samt 730 kg P, Ca resp. Mg per ha) inte ökade tillväxten utan gav upphov till en viss tillväxtminskning.

De askåterföringsförsök som finns är relativt nya och därför finns det ännu inte så många resultat hur stamproduktionen påverkas. De resultat som finns tyder dock på att askåterföring initialt ger samma effekt på skogens tillväxt som vid skogsmarkskalkning; d.v.s. ökad tillväxt (5-15 %) på bördiga marker och minskad tillväxt (ca 8 %) på näringsfattiga marker (Jacobson, 1997).

Generellt sett tycks det således som om skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödsling leder till en initial minskning av träd tillväxten på låga till medelgoda boniteter och till en produktionsökning på goda boniteter. Ju lägre bonitet desto längre varar produktionsminskningen (upp till 20-30 år i kalkningsförsök).

Förklaringarna till produktionsminskning efter kalkning eller vitaliseringsgödsling anses ofta vara kvävebrist, till följd av kväveimmobilisering (ökad aktivitet hos mikroorganismerna i marken). En annan möjlig förklaring som ibland nämns är att mykorrhizan påverkats negativt. Efter kalkning kan även borbrist (Derome m.fl., 1986) eller annan näringsobalans, ex. Ca/K (Aronsson, 1988), uppträda och orsaka en minskning av träd tillväxten.

12.2 Effekter på skogens vitalitet

Normala doser av grovkornig kalk, granulerad eller härdad aska kan gynna rotutvecklingen. Höga doser med finkornig kalk eller lös aska kan däremot skada finrötterna och reducera deras tillväxt i ytnära markskikt. Kalkning påverkar oftast inte barrkemin lika mycket i positiv riktning som vedaska eller andra vitaliseringsmedel. Kalkning kan ge ökad rotröterisk. Däremot verkar varken kalkning eller vitaliseringsgödsling påverka graden av kronutglesning eller kådflödet på granar.

Huvudsyftet med främst vitaliseringsgödsling, men även skogsmarkskalkning, är att bevara eller förbättra trädens vitalitet. Vitalitet definieras i detta fall som trädens motståndskraft mot

stressfaktorer. Dessa behandlingar kan dock, i vissa fall, ge motsatt verkan.

Det är sedan länge känt att rotröta på gran är vanligare på kalkrika marker (Kreutzer, 1995). Undersökningar i Danmark och Tyskland visar att kalkning kan medföra ökad rotrötefrekvens (Kato', 1967; Matthesen, 1982). I Sverige har Stenlid & Bendz-Hellgren (1996) observerat att i äldre kalkningsförsök (>20 år) finns en tendens till att frekvensen rotröta var högre jämfört med okalkade ytor. I yngre kalkningsförsök fanns det däremot ingen tydlig skillnad i rotrötefrekvens mellan kalkade och okalkade ytor.

Piri (1998) studerade hur tillväxten av rotticka (*Heterobasidion annosum*) påverkades av vitaliseringsgödsling i ett 53-årigt granbestånd i södra Finland. Det fanns en tendens till att tillväxten för rotticka ökade på rötter i vitaliseringsgödslade bestånd.

Tyska försök har visat att kalkning kan leda till ett mer ytligt rotsystem med en ökad koncentration av finrötter i humuslagret (Murach & Schünemann, 1985; Kreutzer, 1995; Hahn & Marschner, 1998) och ibland en minskning av finrötterna i mineraljorden (Murach & Schünemann, 1985; Kreutzer, 1995). Några sådana effekter har dock inte observerats i svenska kalkningsförsök (Persson & Ahlström, 1991; Clemensson-Lindell & Persson, 1993). Andersson m.fl. (1995) och Persson m.fl. (1996a) redovisar att kalkning kan ge ökad rotutveckling. Finkornig kalkstensmjöl, lös torv- eller vedaska kan däremot ge sämre rotutveckling. Tillförsel av kalk eller vedaska medför att finrötternas innehåll av baskatjoner ökar medan Al-halten minskar (Persson m.fl., 1995a). Kalkning kan medföra att fosforhalten i finrötterna minskar, medan tillförsel av ved- eller torvaska ökar fosforhalten i finrötterna (Persson m.fl., 1995a). Höga givor med kalk, lös ved- eller torvaska kan dock medföra reducerad tillväxt av finrötter de första åren efter behandling, på grund av höga pH-värden eller saltkoncentrationer (Persson m.fl., 1995a, 1996a).

Kalkning medför bl.a. att det i marken finns mer Ca- och Mg-joner tillgängliga för träden att ta upp. Kalciumjonerna har en allmänt stärkande effekt på cellväggarna i rötter och blad, medan Mg-jonerna stärker klorofyllhalten. Å andra sidan kan K/Ca-kvoten i trädens barr eller blad minska efter kalkning, vilket ökar risken för tork- och froststress. Studier av näringsinnehållet i barr från flera kalkningsförsök i Sverige (Nihlgård m.fl., 1996b) visar dock att förändringarna i näringsupptag är små. Tendenser till ökade Ca och Mg-halter i barren kunde skönjas efter kalksten- respektive dolomitillförsel. En svag minskning av aluminium- och manganhalter kunde också observeras. Enligt Nihlgård (1988, 1996b) kan fosforhalten i blad och barr sjunka under några efter kalkning. Denna reduktion av fosforhalten skulle kunna bero på att den ökade markbiologiska aktiviteten efter kalkning temporärt bundit upp fosfor till markorganismerna. Nio år efter tillförsel av 22 ton dolomitkalk ha⁻¹ observerade Long m.fl. (1997) mycket kraftiga signifikanta ökningar av Mg- (+330 %) och Ca-halterna (+118 %) i sockerlönnsblad från behandlade ytor jämfört med blad från obehandlade ytor. Signifikanta minskningar noterades för K (-33 %), Mn (-55 %), Al (-34 %) och Fe (-23 %). För halterna av N och P i bladen observerades inga signifikanta skillnader mellan kalkade och okalkade ytor.

Kalktillförsel (3 ton ha⁻¹) i kombination med granulerad vedaska (2 ton ha⁻¹) i slutna bestånd i södra Sverige medförde inga signifikanta effekter på barrkemin 4-5 år efter behandling (Orth & Westling, 1998). Tendenser fanns dock till förhöjda halter av K, Zn, Cu och Al, samt minskning av Mn.

Vitaliseringsgödsling medför oftast att kvoten mellan vissa makro- och mikronäringsämnen (ex. P, K, Ca, Mg och B) och kväve i blad eller barr ökar, vilket förmodligen betyder att träden fått

en ökad motståndskraft mot stressfaktorer. Sikström & Andersson (1996) noterade dock att varken kalk (3 ton ha^{-1}) eller kalk + PK-gödsel hade påverkat kronutglesning eller kådflöde hos fyra 30-60 åriga granbestånd i sydvästra Sverige, 3-4 år efter behandling.

På grundval av några vitaliseringsförsök i mellersta och södra Norge, som visar att det är främst kväve som är tillväxtbegränsande på dessa lokaler, anser Nilsen (1998a) att vitaliseringsgödsling ej bör utföras så länge inte en klar näringsbrist kan påvisas.

13. Effekter av kalkning och vitalisering på mark-, grund- och ytvatten

Vid normala givor (2-4 ton/ha) av kalk och/eller vedaska brukar pH-värdet, liksom koncentrationerna av Ca och Mg öka i markvattnet. Tillförsel av vedaska medför förhöjda koncentrationer av K i markvattnet. Grundvattnets kvalitet förändras oftast marginellt även vid relativt höga doser. Tendenser till ökade pH-värden har noterats, medan alkaliniteten kan öka något först efter flera år. I de fall bara inströmningsområdena behandlas brukar effekterna på pH, alkalinitet och Al i avrinningsvattnet bli små. Förhöjda halter av Ca, Mg och K noteras dock ofta efter kalkning eller vitaliseringsgödsling. I de fall även utströmningsområdena kalkas eller tillförs aska ökar pH och alkalinitet i avrinningsvattnet både snabbt och markant. Surstötter som kan uppkomma i avrinningsvattnet i samband med kraftig snösmältning försvinner om utströmningsområdena behandlats med kalk eller aska. Förhöjda nitrathalter har noterats i markvattnet från flera försök, **men mycket sällan** i grund- och ytvatten.

13.1 pH, alkalinitet och baskatjoner

Ett av syftena med skogsmarkskalkning är ofta att buffra den sura nederbörden så att pH och alkalinitet i mark-, grund- och ytvatten inte minskar utan istället kanske ökar något. I vissa försök där givan av kalk eller vedaska varit låg (500 – 1 500 kg ha⁻¹) har man dock observerat en initial minskning av pH-värdet i markvattnet (Rosén m.fl., 1993; Warfvinge m.fl., 1996). Nohrstedt (1992) rapporterade att 3-6 år efter behandling med ett ton kalk ha⁻¹ så var pH-värdet i markvattnet, insamlat på 50 cm djup, 0,5-1 pH-enheter lägre jämfört med obehandlade ytor. Nitrathalten hade dock inte ökat vilket tyder på att pH-sänkningen orsakades av den s.k. salteffekten. Salteffekten (Wiklander, 1975; Richter m.fl., 1988) kan förklaras så att baskatjoner från kalknings- eller vitaliseringsmedlet förtränger väte- och aluminiumjoner från utbyteskomplexet i det översta markskiktet. De utträngda aluminiumjonerna kan i markvattenlösningen hydratiseras (se avsnitt 4), varvid ytterligare vätejoner frigörs. Dessa vätejoner transporteras, tillsammans med anjoner (ex. Cl⁻, SO₄²⁻) från askan, med markvattnet nedåt i markprofilen och kan där orsaka en pH-minskning. Vitaliseringsmedel huvudsakligen innehållande P och K har ingen eller liten alkaliserande effekt och då kaliumet i dessa vitaliseringsmedel ofta förekommer som ett salt (KCl, K₂SO₄) löses detta snabbt upp och kan orsaka en salteffekt. Resultatet kan således bli att pH-värdet i markvattnet minskar (ex. Nohrstedt m.fl., 1993). Denna effekt brukar vara kortvarig men Nohrstedt m.fl. (1993) observerade en pH-minskning i markvattnet i två försök fortfarande fem år efter behandling. En förhöjd K-koncentration i markvattnet kunde också noteras i detta försök. Lehnardt (1998) rapporterade att 5-8 år efter tillförsel av 5 ton kalk och 1,4 ton kalimagnesia per hektar till fyra bokbestånd på grovkorniga brunjordar i mellersta Tyskland så noterades i tre fall en minskning av pH-värdet i marklösningen på 100 cm djup.

I de fall kalk- eller vedaskgivan varit större än 2 ton ha⁻¹ brukar man i de flesta fall notera en ökning av pH-värdet i det avrinnande vattnet. Jacobson & Ring (1993) kunde dock ej skönja några effekter på pH-värdet i markvattnet de tre första åren efter behandling med granulerad

aska (giva: 1-6 ton ha⁻¹) på fastmark i Blekinge, Halland eller Västerbotten. Koncentrationen av Ca i avrinningsvattnet ökar oftast vid kalk- eller askgivor > 2 ton ha⁻¹. Används dolomit istället för kalksten brukar en kraftig ökning av Mg noteras i avrinningsvattnet (ex. [Brahmer, 1994](#)) beroende på att magnesiumjonerna är mer lätttrörliga än kalciumjonerna (Matzner, 1985; Nilsson, 1988a). Spridning av 3,2 ton askgranuler i granskog i Skogaby, Halland medförde en signifikant förhöjd utlakning av kalium i markvattnet på 50 cm djup (Lundborg & Nohrstedt, 1996).

Eriksson (1996a), som granskade grundvattenkemidata från fyra skogskalkningsförsök i Sydsverige (2-6 ton kalk ha⁻¹), rapporterade att ännu 6-7 år efter kalkning kunde inte någon tydlig förbättring av det ytliga grundvattnets kvalitet observeras. pH-värdet hade i de flesta fall ökat något, men alkaliniteten hade inte ökat. På lite längre sikt, 10-20 år efter behandling, kommer förmodligen dock även alkaliniteten att öka. Tillrinningsområden till tre grävda brunnar i Laxå kalkades 1984 med 16-32 ton kalksten ha⁻¹. Tre år senare kunde en ökad alkalinitet i grundvattnet observeras i endast en brunn (Eriksson, 1996a).

Traaen m.fl. (1997) visade att pH-värdet, Ca-koncentrationen och den syraneutraliserande kapaciteten (ANC) i avrinningsvattnet från ett 25 ha stort avrinningsområde i södra Norge ökade snabbt efter det att 3 ton kalkstensmjöl/ha tillförts hela området utom två små tjärnar (4,5 ha). Den kraftiga och snabba reaktionen i avrinningsvattnet beror troligen dels på en stor andel torvmark och dels den finkorniga kalken. Ca-koncentrationen, pH-värdet och ANC i det avrinnande vattnet minskade under de första 11 åren efter kalkningen men låg, 11 år efter behandlingen, fortfarande klart över de värden som vattnet hade före behandling. Nio år efter behandlingen hade ca 15 % av tillfört Ca transporterats från området med avrinningsvattnet.

Warfvinge m.fl. (1996) rapporterade att pH och alkalinitet i avrinningsvattnet ökar snabbt bara i de fall utströmningsområdena kalkats. Denna effekt avtar vanligtvis efter några år, men i ett försök kvarstod pH-effekten ännu 10 år efter behandling. För låga givor av alkaliserande medel på sur mark kan medföra att den utbytbara aciditeten inte neutraliseras tillräckligt för att någon effekt på pH och alkalinitet ska ske i avrinningsvattnet. Basmättnadsgraden i marken ökar dock, vilket på längre sikt kan motverka ytterligare försurning av ytvattnet. Kalkning av 16 avrinningsområden (skog och hyggen) i södra Sverige med 3 ton kalksten+dolomit ha⁻¹ medförde att speciellt Ca-halten, men även pH och i vissa fall Mg-halten ökade i avrinningsvattnet 4-5 år efter behandling (Larsson & Westling, 1997). [Ökad Mg-utlakning efter dolomittillförsel på fastmark \(1,5 ton/ha 1984 och 4,5 ton/ha på halva ytan 1986\) har även redovisats av Hultberg m.fl. \(1995\).](#) Sex år efter den sista behandlingen hade 7 % av tillfört Mg och 0,6 % av tillfört Ca utlakats från avrinningsområdet. De rapporterade också att två år efter behandlingen ökade utlakningen av K. Surstötar som kan uppträda i avrinningsvattnet (exempelvis i samband med snösmältning) brukar mer eller mindre försvinna efter kalkning, särskilt om kalk även spridits på utströmningsområden. Den vattenomsättning som sker i utströmningsområdena, på grund av den höga grundvattennivån, medför att kalken löses upp relativt snabbt.

Orth & Westling (1998) observerade att pH-värdet i avrinningsvattnet från tre slutna bestånd i södra Sverige, ökade något (i medeltal: 0,12-0,20 pH-enheter) under de första 4-5 åren efter behandling med ca 2 ton granulerad aska i kombination med ca 3 ton dolomitkalksten per ha. Koncentrationerna av Ca och Mg i avrinningsvattnet hade i genomsnitt ökat med ca 10-26 % resp. 24-110 %. En något förhöjd Cd-koncentration noterades de första månaderna efter behandling. Orth & Westling (1998) studerade även den kemiska sammansättningen i avrinningsvattnet från tre planteringar som behandlats med ca 2 ton krossaska och ca 2 ton Mg-

kalk (2/3 kalksten + 1/3 dolomit) per hektar. I den studien var variationen stor för de ämnen som analyserats och den enda signifikanta effekten som noterades var att nitratkoncentrationen var lägre i avrinningsvattnet det tredje året efter behandling. I övrigt noterades tendenser till minskade H- och Al-koncentrationer, samt ökningsar av Ca-, K- och SO₄-koncentrationerna.

Rosén m.fl. (1993), Eriksson (1996b) samt Westling (1995) rapporterade att några år efter tillförsel av granulerad aska till plantskog i Hälsingland respektive södra Sverige observerades tendenser till ökat pH i avrinningsvattnet.

Gödsling med Skog Vital (500-600 kg ha⁻¹) i delar (14-27 %) av två avrinningsområden i Hälsingland påverkade inte avrinningsvattnet i någon större grad. En viss ökning av Ca-koncentrationen var den mest markanta förändringen (Ring & Nohrstedt, 1993).

13.2 Kol och kväve

Skogsmarkskalkning leder till att pH-värdet ökar markant i humusskiktet. Det förhöjda pH-värdet ökar den organiska substansens löslighet och halten löst organiskt kol (DOC) i marklösningen ökar. En ökad DOC-halt i markvattnet har således rapporterats från flera kalkförsök (Lamersdorf & König, 1985; Marschner m.fl., 1987; Hildebrand, 1990; Andersson m.fl., 1994; Kreutzer, 1995).

I en laboratoriestudie med kolonner fyllda med sand, lades ett förna-mårlager på toppen av några kolonner. Därefter placerades två olika krossaskor under förnalagret respektive i sanden. Askmängden motsvarade en giva på 4 ton ha⁻¹. Kolonnerna bevattades och lakvattnet analyserades på bl.a. DOC. Den långsiktiga effekten (>2 månader) var att DOC-halten i lakvattnet från de askbehandlade kolonnerna ökade med ca 25 % jämfört med kontrollen (Eriksson, 1996c).

Arvidsson & Lundkvist (1998) studerade hur tillförseln av två olika krossaskor (3 ton ha⁻¹) påverkade markvattnet under 4-8-åriga hyggen spridda över landet. Markvattnet insamlades på 50 cm djup med hjälp av undertryckslysimetrar. Under de första tre åren efter behandling fann de ingen effekt av askbehandlingen på koncentrationen av TOC (totalt organiskt kol) i markvattnet.

Parkman & Munthe (1996) jämförde avrinningsvattnets kemi från tre avrinningsområden med barrblandskog i östra Värmland. Det första avrinningsområdet användes som referensområde. Det andra avrinningsområdet behandlades 1985 med 5 ton granulerad dolomit per hektar, medan det tredje avrinningsområdet behandlades 1988 med 2,2 ton granulerad vedaska per hektar. Kalkningen påverkade inte DOC-halten i avrinningsvattnet under de år avrinningsvattnet undersöktes (de tre första åren efter behandling, samt 8-9 år efter behandling). Inte heller askbehandlingen tycktes ha påverkat DOC-halten i avrinningsvattnet under perioden 5-6 år efter behandling. **Data från Traaen m.fl. (1997) tyder på att TOC-halten i avrinningsvattnet från ett 25 ha stort avrinningsområde med gles improduktiv blandskog på 650-700 m höjd i södra Norge inte förändrades efter det att 3 ton kalkstensmjöl/ha tillförts fastmarken. Någon förhöjd TOC-halt har inte heller kunnat påvisats i avrinningsvattnet från andra norska kalkningsförsök på fastmark, våtmark eller hela avrinningsområden (Hindar, 1998).**

Ett ökat pH-värde i marken till följd av kalkning eller annan alkaliserande åtgärd gynnar

också förutsättningarna för nitrifikation i marken och risken för nitratutlakning kan därmed öka. Just risken för nitratutlakning har varit en av de nackdelar som påtalats särskilt vid planer på omfattande spridning av kalk eller vedaska på skogsmark. En förhöjd nitratutlakning till markvattnet, i samband med kalkning eller askåterföring på skogsmark, har också observerats i en del undersökningar (se nedan). Det finns dock undersökningar som påvisat oförändrad eller t.o.m. minskad nitrifikation eller nitratutlakning i samband med kalkning eller askgödsling (se nedan).

Är nitrifikationspotentialen i marken mycket låg eller ingen alls (exempelvis p.g.a. hög C/N-kvot) ökar oftast inte nitrifikationen efter kalkning, inte ens vid höga kalkgivor (Popovic, 1975; Nõmmik, 1978; Podlesakova & Nemecek 1990; Rodenkirchen & Forster, 1991). Matzner & Meiwes (1990/91) rapporterade således att nitratutlakningen inte ökade trots tillförsel av 30 ton dolomit ha⁻¹. Förmodligen saknas nitrifikationsbakterier i vissa jordar, speciellt sura jordar.

Tillförsel av drygt sex ton lös vedaska på två tallskogsmarker i södra Finland medförde att produktionen av nitrat i marken ökade relativt lite (Martikainen, 1984). Detta berodde på att NH₄ immobiliserades, troligen på grund av att det ökade pH-värdet i humusskiktet medförde en ökad nedbrytning av organiskt material med hög C/N-kvot.

Fritze m.fl. (1994) noterade ingen nitrifikation i humusprover tagna två år efter gödsling med fem ton lös vedaska på en skogsmark med en C/N-kvot nära 50. I ett laboratorieförsök observerade dock Khanna m.fl. (1994) en ökande andel NO₃ av det oorganiska kvävet vid ökande giva lös vedaska för olika jordar med C/N-kvoter som varierade mellan 27-54. I detta senare försök var dock kolhalten låg (1,4-11 %) och askan hade blandats in i de olika jordarna. För en kväverik torvjord redovisade även Kaila m.fl. (1954) i ett laboratorieförsök att andelen NO₃ steg med ökad askgiva. Rosén m.fl. (1993) rapporterade att tillförsel av granulerad vedaska (tillförd mängd motsvarade en giva på 3.2 ton ha⁻¹) till humusprover orsakade en tydlig förhöjning, om ej signifikant, av nitrathalten efter 200 dagars inkubation.

En förhöjd nitrifikation i humuslagret kan medföra att markvattnet både i humuslagret och i mineraljorden får en ökad nitratkoncentration (Kreutzer m.fl., 1989; Raulund-Rasmussen, 1989; Wenzel, 1989; Hildebrand, 1990; Schaaf & Zech, 1990; Schierl & Kreutzer, 1991; Marschner m.fl., 1992; Arnold m.fl., 1993; Persson, 1993; Kreutzer, 1995; Geary & Driscoll, 1996; Persson & Wirén, 1996). Om ökningen i nitratbildning efter kalkning är så stor att vegetationen inte hinner ta upp allt NO₃, kan nitraten lakas ut ur markprofilen (Schierl & Kreutzer, 1991). Detta nitrat kan således lakas ner till grundvattnet (Matzner m.fl., 1983; Kreutzer m.fl., 1989) och vidare ut till ytvattendrag (Cirimo & Driscoll, 1996), där det bidrar till eutrofieringen. Ökad nitratutlakning efter kalkning verkar dock främst vara knutet till områden med hög kvävedeposition eller ett högt innehåll av kväve i jorden (Kaupenjohann & Zech, 1989; Persson, 1993; Hindar m.fl., 1994; Staaf, 1996; Persson & Wirén, 1996).

Förhöjda nitrathalter i markvattnet i samband med kalkning eller tillförsel av MgO och Mg(OH)₂ är oftast relativt kortvariga (6 månader till 2 år; Beese & Prenzel, 1985; Schaaf & Zech, 1993; von Wilpert m.fl., 1993; Geary & Driscoll, 1996) och därefter kan koncentrationen sjunka under nitratkoncentrationen på okalkade ytor. Kalkning på hyggen i Farabol (Blekinge) och Fäxboda (Uppland) medförde en ökad kväveutlakning under det första året efter behandling, men därefter var kväveutlakningen lägre på de kalkade ytorna (Tryggve Persson, muntl.). Troligen beror detta på att hyggesvegetationen, som är frodigare på de kalkade ytorna, tar upp mer oorganiskt kväve än motsvarande vegetation på kontrollytorna. I områden med hög kvävedeposition kan dock höga nitrathalter observeras i markvattnet under mycket lång tid efter

kalkning. Huber (1996) rapporterade att fortfarande 10 år efter tillförseln av 4 ton dolomitkalk ha^{-1} till ett 80-årigt granbestånd i södra Tyskland så observerades kraftigt förhöjda nitrathalter i markvattnet på 40 cm djup.

Eriksson (1996a) redovisar ett försök (Laxå-försöket) där man, i syfte att förbättra brunnsvattnet, lade ut 16-32 ton kalksten ha^{-1} i tillrinningsområdena till tre grävda brunnar. I två av brunnarna noterades några månader efter kalkningen en kraftig förhöjning av grundvattnets nitrathalt. Efter drygt tre år var nitrathalten åter nere på normala värden. Från en rad andra svenska och norska försök finns det dock få tecken på att nitrattutlakningen till yt- eller grundvatten skulle öka efter kalkning (1-5 ton kalk eller dolomit per ha) på skogsmark (Nohrstedt, 1992, 1993b; Lindström m.fl., 1993; Persson & Nohrstedt, 1993; Warfvinge, 1993; Fransman & Nihlgård, 1995; Hindar m.fl., 1995; Hultberg m.fl., 1995; Warfvinge m.fl., 1996; Larsson & Westling, 1997). Detta trots att några av de svenska försöken ligger i Sveriges mest kvävebelastade områden. Tillförsel av tre ton dolomit ha^{-1} till ett granbestånd i SV Norge medförde dock en viss ökning av nitratkoncentrationen i avrinningsvattnet drygt ett år efter behandlingen (Hindar m.fl., 1997). **Traaen m.fl. (1997) rapporterade att nitrat-koncentrationen i avrinningsvattnet från ett 25 ha stort avrinningsområde med gles improduktiv blandskog på 650-700 m höjd i södra Norge var förhöjd de första två åren efter det att 3 ton kalkstensmjöl/ha tillförts på fastmark och torvmark.**

En minskning av kväveutlakningen i samband med kalkning eller vitaliseringsgödsling har noterats i en del försök (Stevens m.fl., 1993; Harrison m.fl., 1995; Larsson & Westling, 1997). Larsson & Westling (1997) konstaterade att utlakningen av oorganiskt kväve minskade i vissa områden som redan från början hade låga eller normala arealförluster av oorganiskt kväve.

I flera olika försök med granulerad eller härdad aska (1-6 ton ha^{-1} utspridd på kalhygge, ung plantskog eller uppvuxen skog) har varken Jacobsson & Ring (1995a), Arvidsson (muntl. inf.) eller Larsson (muntl. inf.) kunnat notera någon ökning av nitrathalten i markvattnet på 40-50 cm djup. Det är möjligt att det i samband med spridning av kaliumrika vitaliseringsmedel finns ett för växterna synergistiskt samband mellan kalium och nitrattupptag (Voundi Nkana m.fl., 1998).

Från de fåtal försök i Sverige med askspridning över hela avrinningsområdena finns det heller inga rapporter om ökade nitrathalter i avrinningsvattnet (Westling & Hultberg, 1990/91; Eriksson [muntl. inf.]; Fransman & Nihlgård, 1995; Larsson [muntl. inf.]).

13.3 Aluminium och tungmetaller

Det ökade pH-värdet i marken, till följd av skogsmarkskalkning eller tillförsel av vedaska, medför att Al och tungmetaller fastläggs starkare till markpartiklarna. Studier av markvattnet på 30 och 50 cm djup tyder för det mesta på att aluminiumutlakningen minskar efter kalkning. I en del fall har man dock funnit ökade halter av Al och tungmetaller i markvattnet efter kalkning (Sierl m.fl., 1986; Huber, 1996; Lehnardt, 1998). Tungmetallerna har då till största delen varit komplexbundna till löst organiskt material. Dessa tungmetaller och aluminium fastläggs dock troligen till stor del i B-horisonten på väl-dränerade marker. På mer fuktiga lokaler kan dock Al och tungmetaller, kopplat till organiska komplex transporteras till ytvattnet. Effekten av skogsmarkskalkning med 3 ton kalk ha^{-1} på koncentrationen av Al och tungmetaller i grund- och ytvatten torde i de flesta fall vara liten. För att få kraftiga minskningar av Al-halten i ytvattnet krävs att även våtmarkerna kalkbehandlas. **Traaen m.fl. (1997) rapporterade att reaktivt Al i avrinningsvattnet från ett 25 ha stort avrinningsområde med gles improduktiv**

blandskog på 650-700 m höjd i södra Norge minskade från 10 till 3 $\mu\text{mol/l}$ efter det att 3 ton kalkstensmjöl/ha tillförts på fastmark och torvmark. Under de följande 11 åren ökade Al-halten något, men var i slutet av mätperioden fortfarande lägre än motsvarande koncentrationer i avrinningsvattnet från referensområdet. Även Hindar (1998) redovisar minskade Al-halter i avrinningsvattnet från områden där fastmark, våtmark eller hela avrinningsområdet tillförts kalk eller dolomit. Borg m.fl. (1995) rapporterade också om minskade Al-halter (samt Fe, Mn, Zn, Cd och Pb) i avrinningsvattnet när våtmarksområden i Lofsdalen, Härjedalen tillfördes små doser kalkstensmjöl (200-500 kg/ha) under 2-3 tillfällen under en tioårsperiod. Tillförsel av 1,5 ton dolomit 1984 på fastmarksarealen, samt ytterligare 4,5 ton dolomit på halva fastmarksarealen 1986 medförde att uttransporten av Mn och oorganiskt Al halverades och att frekvensen surstötter minskade i avrinningsvattnet från ett område vid Gårdsjön i Bohuslän (Hultberg m.fl., 1995; Nyström & Andersson, 1998).

14. Bedömning av långsiktiga konsekvenser vid 0-alternativ

14.1 Bördighet och produktion

För närvarande finns det inget som tyder på att den markförurning som hittills skett i Sverige har påverkat skogsmarkens produktionsförmåga. Tillväxten i våra skogar fortsätter att öka. Det är dock sannolikt att om markförurningen fortsätter med ytterligare minskande baskatjonförråd och basmättnadsgrader, så påverkas markens produktionsförmåga negativt.

Det finns för närvarande inga indikationer på att pågående markförurning negativt påverkar den skogliga produktionsförmågan. Den av riksskogstaxeringen skattade medelboniteten för Sverige, dvs den högsta möjliga virkesproduktionen under naturliga betingelser, har ökat kontinuerligt från 3,2 m³sk ha⁻¹ på 1920-talet till 5,0 m³sk enligt senaste rapport (Elfving 1990). Siffrorna måste tolkas med viss försiktighet eftersom man runt 1980 bytte boniteringsmetod. Dock erhöles en stigande trend under perioden med den gamla boniteringsmetoden. På motsvarande sätt erhålls en stigande trend från 1980 med den nya boniteringsmetoden. Tegnhammar (1994) framhåller att en del av bonitetsökningen kan vara skenbar och bero på bl a svårigheter att tillämpa höjduvecklingskurvor men att troligen en viss verklig ökning skett, och att denna sannolikt delvis kan kopplas till det ökade kvävenedfallet. Även studier av andra datamaterial än Riksskogstaxeringen indikerar reell ökning av skoglig tillväxt. Eriksson och Johansson (1993) jämförde produktion upp till 40 års ålder i första (år 1880-1919) och andra (år 1950-1989) generationen granplanteringar i Halland och visade att den andra generationen producerade 40% mer än den första generationen. Plantmaterial och skogsskötsel var lika i båda generationerna och författarna angav den ökade N-depositionen som viktigaste förklaring. Studier i flera andra europeiska länder har observerat liknande produktionsökningar (Kauppi m.fl., 1992; Spiecker m.fl., 1996).

Modellberäkningar enligt PROFILE indikerar emellertid att markförurning för närvarande har reducerat tillväxten med 10%, och att produktionsminskningarna framledes kan närma sig 20% (Sverdrup 1995; Sverdrup & Warfvinge, 1995). För att den genomsnittliga skogsproduktionen i Sverige skall ligga kvar på dagens nivå krävs, enligt denna modell, att utsläppen av svavel och kväve reduceras med 85% resp. 30 %. De menar att dessa tillväxtminskningarna knappast kan avläsas i fält eftersom de maskeras av väder- och N-deposition med större inflytande på produktionen. Bedömningarna bygger dock på beräkningar av BC/Al-kvoter och det är ytterst tveksamt om detta kriterium är relevant under fältförhållanden (se avsnitt 6.3). Örlander m.fl. (1994) fann inget samband mellan BC/Al kvoter i markvatten från 50 cm djup och granars relativa tillväxt. PROFIL-modellens beräkningar av tillväxtreduktioner har kritiserats av Binkley & Högberg (1997). De pekar på att den årliga skogsproduktionen per hektar ökat med 30-40 % under perioden 1953-1992 (Elfving & Tegnhammar, 1996), samt att gödslingsförsök visar att tillväxten ökar vid kvävetillförsel på de flesta marker även i Sydsvrige.

Ett samband finns mellan geokemi/mineralogi och tillväxt. Det är allmänt känt att den skogliga tillväxten i regel är högre på morän med ett stort inslag av grönstensmaterial (t ex diabas och

hyperit) än på gnejsmorän. Sambandet är emellertid svagt (fig. 14.1) och variationen kring trenden är mycket stor. Detta beror på att andra faktorer, t ex hydrologi och kvävestatus, är viktigare och överlagrar mineralinflytandet.

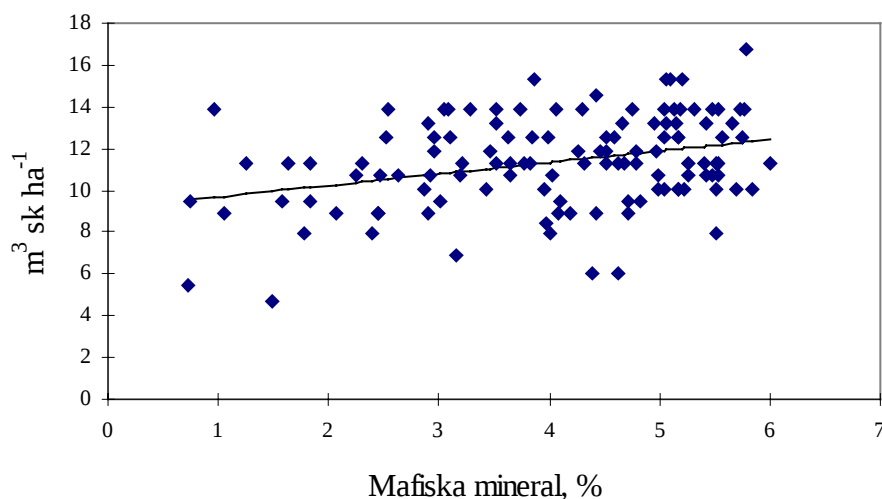


Fig. 14.1. Exempel på samband mellan markmineralogi (mafiska mineral är lättvittrade Si-fattiga samt Ca och/eller Mg rika) och ståndsindex. Data för gran från Ståndortskarteringen, latitud 56°N, $n=120$.

Eriksson m.fl. (1997) visade på ett samband mellan basmättnadsgrad och aktuell tillväxt för 27 bestånd i mellersta Sverige. Det måste dock påpekas att det kausala sambandet därmed inte är entydigt klarlagt. Möjliga förklaring är att baskatjonutbudet styr tillväxten (delvis maskerat av en kraftigare N-effekt), alternativt att en högre tillväxt har resulterat i kraftigare vittring och högre basmättnadsgrad. Det förefaller dock sannolikast att baskatjonutbudet har betydelse för tillväxten. Detta samband kan vara dels direkt, dels indirekt genom att hög basmättnadsgrad och högt pH gynnar biologisk N_2 -fixering och därmed långsiktigt tillgängligheten på kväve. Nohrstedt (1985) och Killham (1994) anger att pH är en av markfaktorerna som mest influerar biologisk N_2 -fixering.

Även om mykorrhiza har visat sig kunna lösa upp mineral och kortsluta systemet rot-mineralpartiklar är det sannolikt att växterna för sin näringsförsörjning även utnyttjar s.k. utbytbara baskatjoner i markens kolloidkomplex. Wickman och Jacks (1991) beräknade för 5 tallbestånd på grunda marker att i fyra av dessa endast ca. 30% av upptaget Ca härrörde från vittringen. Merparten, ca 70%, var deponerat från atmosfären. Detta måste tolkas så att växterna utnyttjar adsorptivt bundna joner i utbytessystemet via markvätskan. Även resultat från Alriksson och Eriksson (1998a) stöder denna slutsats. De visade för åkerplanterade träd i norra Sverige att en inbindning av K och Mg i trädbiomassa kunde relateras till lägre utbytbara pooler av dessa ämnen. Däremot fann de inget sådant mönster för Ca.

En rimlig slutsats från ovanstående grunddata syns vara att det för närvarande inte förefaller vara så att baskatjonförråden i skogsmark begränsar tillväxten. Däremot förefaller det sannolikt att ytterligare minskande baskatjonförråd eller lägre basmättnadsgrad kan innebära lägre tillväxt.

14.2 Skogsskador

Resultaten från de kronutglesningsstudier som görs i Sverige visar att mellanårsvariationerna kan vara ganska stora och att kortvariga trender i kronutglesningen finns, främst beroende på klimatvariationer. Någon klar långsiktig trend (ex. p.g.a. fortsatt markförsurning) kan dock inte skönjas från befintligt datamaterial.

14.2.1 Skogsskador - definition

En skogsskada kan definieras som att flera träd i ett skogsbestånd drabbats av en skada som försämrar trädens förmåga att överleva, tillväxa eller producera en livskraftig avkomma.

Kronutglesning, d.v.s. att ett träd har färre blad eller barr i kronan än ett friskt träd, är ett symptom på skogsskada. Kådfloede kan vara ett annat symptom.

14.2.2 Orsaker till uppkomna skogsskador

Skogsträden befinner sig alltid under någon form av stress förorsakad av naturliga eller antropogena stressfaktorer. De naturliga stressfaktorerna kan indelas i bland annat:

- 1) Klimat (torka, frost, vind, snö, saltstormar, hagel, klimatförändringar) (Kohh, 1985; Hamburg & Cogbill, 1988; Christersson & von Fircks, 1989; Lindroth, 1989; Franzén, 1990; Barklund, 1991; Robertson, 1991; Auclair m.fl., 1992; Pedersen, 1993; Aronsson m.fl., 1995; Valinger & Fridman, 1995; Dietrichson, 1996).
- 2) Viltskador (ex. älg, rådjur, hare, sork och bäver) (Aronsson m.fl., 1995).
- 3) Insekter (bark- och vedlevande insekter [ex. barkborrar], barr-, skott och knopplevande insekter [ex. steklar]) (Ehnström, 1989; Larsson, 1989; Aronsson m.fl., 1995).
- 4) Svampar (ex. rotticka, honungsskivling, rostsvampar) (Barklund, 1989, 1995; Karlman, 1989; Aronsson m.fl., 1995).
- 5) Näringsbrist (ex. kväve, fosfor, kalium, magnesium, bor, koppar) (Zech & Popp, 1981; Zöttl & Hüttl, 1989; Cape m.fl., 1990; Liu & Hüttl, 1991; Aronsson m.fl., 1995).
- 6) Ålder (Innes, 1993; Nelleman & Frogner, 1994; Nilsson, 1997; Rosengren-Brinck, 1998).
- 7) Markförhållanden (ex. jorddjup, textur, markvattenhalt) (Neumann, 1989; Ekstrand & Hansen, 1996).

Bland de antropogena stressfaktorerna kan inräknas:

- 8) Direkt påverkan av luftföroreningar (ex. svaveldioxid, ozon, kväveoxider, fluor, ammoniak,

tungmetaller) (Glatzel, 1985; Nihlgård, 1985; de Temmerman m.fl., 1988; Aronsson m.fl., 1995; Skärby m.fl., 1995).

- 9) Markförsurning, till följd av luftföroreningar (ex. aluminiumtoxicitet, utlakning av baskatjoner, skador på finrötter, skador på mykorrhiza) (Persson, 1985a; Matzner m.fl., 1986; Schneider m.fl., 1989).
- 10) Näringsobalans till följd av kvävenedfall (Kaupenjohann m.fl., 1989; Oren & Schulze, 1989; Katzensteiner m.fl., 1992; Aronsson m.fl., 1995; Thelin m.fl., 1998).
- 11) Skogsskötsel (ex. dikning, avverkning, olämplig proveniens [förflyttning av frön eller plantor från ett klimatområde till ett annat olämpligt klimatområde]).

De olika stressfaktorerna påverkar trädet direkt eller indirekt och kan minska dess vitalitet (=förmåga att motstå stress) och därmed medföra skador av olika slag.

Allvarliga skogsskador beror ofta på en kombination av faktorer. Det kan därför vara svårt att fastställa vilken eller vilka faktorer som är den direkta orsaken till den aktuella skogsskadan. Dessa faktorer kan indelas i allmänt försvagande, utlösande eller bidragande (tabell 14.1).

Tabell 14.1. Faktorer som påverkar trädens vitalitet (Manion, 1981).

Allmänt försvagande	Utlösande	Bidragande
klimat	frost	insekter
markförhållande	torka	svampangrepp
olämplig proveniens	insekter	virusangrepp
luftföroreningar	salt	rotröta
ålder	luftföroreningar	konkurrens
konkurrens	skogsskötsel	

Allmänt försvagande faktorer, exempelvis olämpliga mark- och klimatförhållanden, kan orsaka långvarig stress. Andra faktorer som kan betecknas som allmänt försvagande är hög ålder eller olämplig proveniens hos träden samt om träden utsatts för luftföroreningar under längre tid. Utlösande faktorer har en intensiv och kortvarig karaktär, exempelvis frostnätter på sommaren. Bidragande faktorer är ofta den direkta orsaken till att träden dör. Dessa bidragande faktorer ger ofta igenkännbara symptom, vilket lätt gör att man tror att de är den direkta skadeorsaken, trots att skadans uppkomst kan ha en komplicerad bakgrund.

I de följande avsnitten (14.2.3 - 14.2.4) kommer bara naturlig näringsbrist, markförsurning och näringsobalans till följd av kvävenedfall (punkt 5, 9 och 10 ovan) att tas upp eftersom de är de enda relevanta stressfaktorer att ta upp i en miljökonsekvensbeskrivning av hur skogsmarkskalkning eller vitaliseringsgödsling kan påverka olika stressfaktorer för träden.

14.2.3 Sambandet markförsurning - skogsskador

Den kronutglesning som observerades i bl.a. Centraleuropa och Sverige i början av 1980-talet ansågs av många bero på den markförsurning som skett och som via retrospektiva undersökningar kunde beläggas både i Sverige och på andra håll i Europa (Falkengren-Grerup, 1987; Tamm & Hallbäcken, 1988; Billett m.fl., 1993).

Professor Bernhard Ulrich och hans kollegor vid universitetet i Göttingen lade i slutet av 1970-talet fram en hypotes att de i Tyskland observerade skogsskadorna berodde på att den sura nederbörden ökade aciditeten i marken så att oorganiskt aluminium frigörs (Ulrich m.fl., 1979; Ulrich, 1980, 1981). Toxiskt höga aluminiumhalter i markvätskan dödar trädens finrötter så att vatten- och näringsupptaget minskar. Träden blir då mer mottagliga för andra stressfaktorer, exempelvis torka. Denna hypotes fick stor publicitet och accepterades till en början av många forskare och skogsfolk.

Efter några år omdefinierades Ulrichs hypotes och man föreslog istället att skogsskadorna berodde på att flera faktorer samverkade, men att luftföroreningarna och de därav medförda markkemiska förändringarna var huvudorsakerna (Schopfer & Hradetsky, 1984; Nihlgård, 1985; Hinrichsen, 1986; Matzner m.fl., 1986; Woodman & Cowling, 1987; MacKenzie & El-Ashry, 1989).

Redan på 1980-talet kritiserade en del forskare (Dormling, 1985; Kohh, 1985; Rehfuss, 1985, 1987; Cape m.fl., 1990) dessa teorier. Några klara belägg för att de regionalt- eller landsomfattande skogsskadorna skulle bero på luftföroreningar har ännu ej påvisats. De senaste åren har också flera forskare påpekat att en stor del av de skogsskador som observerats i Sverige och övriga Europa, samt i Nordamerika, har naturliga förklaringar (Barklund, 1991; Auclair m.fl., 1992; Innes, 1993; Kolb & McCormick, 1993; Landmann, 1993; Skelly & Innes, 1994; Barklund m.fl., 1995; Berghäll m.fl., 1995; Kandler & Innes, 1995; Binkley & Högberg, 1997).

Att koncentrationen av oorganiskt aluminium i marklösningen ökar vid markförsurning har dock observerats i flera undersökningar (ex. Bergkvist, 1986). I växthusförsök har man observerat att koncentrationen av oorganiskt aluminium (Al^{3+} ; i fortsättningen betecknat Al_i) och kvoten mellan koncentrationen av baskatjoner (BC) och Al_i (BC/Al_i) i marklösningen negativt påverkar tillväxten av finrötter, deras förmåga att ta upp näring och vatten och därmed även trädets totala biomassaproduktion (Rost-Siebert, 1983; Hutchinson m.fl., 1986; Schaedle m.fl., 1989; Göransson & Eldhuset, 1991; Sverdrup & Warfvinge, 1993b; Cronan & Grigal, 1995). En BC/Al_i -kvot <1 (räknat i mol) i marklösningen ansågs ha en negativ effekt på trädets vitalitet och tillväxt. Kvoten BC/Al_i i marklösningen har därför av många använts i fältförsök för att bedöma graden av markförsurning, risken för skogsskador eller den kritiska belastningsgränsen av försurande ämnen (Meiwes m.fl., 1986; Sverdrup m.fl., 1992; Sverdrup & Warfvinge, 1993b). På senare år har dock betydelsen av kvoten BC/Al_i för trädets tillväxt och vitalitet ifrågasatts (Boudot m.fl., 1994; Högberg & Jensen, 1994; Örlander m.fl., 1994; Lökke m.fl., 1996; Holm & Eldhuset, 1996; Binkley & Högberg, 1997). Bland annat så varierar känsligheten för höga Al_i -koncentrationer och låga BC/Al_i -kvoter mellan olika trädarter och trädets "uppväxtplats". Det finns heller inga direkta bevis för att de Al_i -koncentrationer som påträffas i fält skulle inverka på finrötternas tillväxt. Rötternas känslighet för Al_i påverkas även av mykorrhizan som hjälper till vid upptaget av baskatjoner och fosfor och dessutom binder Al (Finlay, 1995). Marklösningens övriga innehåll, bl.a. av kväve- och fosforföreningar, samt jonstyrka inverkar också på planttillväxten (Göransson & Eldhuset, 1991). Flera undersökningar har visat att det finns en mycket stor rums- och tidsvariation för marklösningen (Starr, 1985;

Boudot m.fl., 1994; Göttlein & Matzner, 1997). Analysvärden på marklösningen i en punkt ger därför inget bra värde på tillståndet under ett helt bestånd. Den marklösning som insamlas är dessutom till sin sammansättning oftast inte likvärdig med den markvätska som finns närmast rötterna (rhizosfären) (Marschner m.fl., 1991; Guan, 1997).

Hahn & Marschner (1998) observerade att rottillväxten för gran minskade efter tillförsel av utspädd svavelsyra (pH: 2,7-2,8) till ett 80-årigt granbestånd i södra Tyskland. Rottillväxten var inte korrelerad med Al-halten eller Ca/Al-kvoten i marklösningen. Den minskade rottillväxten ansåg de istället berodde på den ökade protonkoncentrationen i marken. Persson & Ahlström (1991) samt Marschner (1991) påpekar att vid kraftig markförsurning, speciellt av mineraljorden, så kan rotsystemen få en liten biomassa och koncentreras till de ytligaste markskikten. Från gödslingsförsöken i Skogaby (Halland) och Farabol (Blekinge) har det observerats att tillförsel av kväve och svavel minskade finrötternas vitalitet eller rotlängd (Clemensson-Lindell & Persson, 1995a; Andersson m.fl., 1995), medan takförsöket i Gårdsjön visar att finrötternas vitalitet ökar när svavel- och kvävedepositionen minskar (Clemensson-Lindell & Persson, 1995b). Höga kvoter av kväve/baskatjoner i finrötterna antas kunna skada finrötterna och göra dem mer mottagliga för stressfaktorer som torka m.m. Finrötter från träd i sydvästra Sverige har höga N/K-kvoter vilket kan tyda på att kalium börjar bli ett bristämne för träden i detta område (Persson m.fl., 1995a). Gödslingsförsöket i Farabol visade att fosforupptaget i finrötterna minskar när tillförseln av svavel och kväve är hög (Andersson m.fl., 1995). [Att protonkoncentrationen påverkar rottillväxt för fröplantor av bok, ek och gran har även visats av Stjernquist & Welander \(1996\).](#)

Det är inte så ofta som Al_i har analyserats och i många fall har man istället använt totalkoncentrationen av Al (Al_t) vid dessa bedömningar. Undersökningar av bl.a. Nilsson & Bergkvist (1983) och Lundström & Giesler (1995) har dock visat att andelen Al_i av Al_t varierar i olika markhorisonter och att andelen Al_i kan vara mindre än 50 % även på försurade lokaler. Kvoten BC/Al_i varierar därför också med markhorisont. De högsta BC/Al -kvoterna påträffas oftast i humuslagret, där oftast också huvuddelen av finrötterna finns (Persson, 1993).

Markförsurningen innebär även att markens lättillgängliga förråd av baskatjoner minskar (Falkengren-Grerup & Tyler, 1992). I svenska granskogar påträffas således de lägsta mängderna växttillgängligt kalcium och magnesium i sydvästra Sverige där vi också påträffar det högsta nedfallet av försurande ämnen. I vissa skogsmarker i inre Tyskland, med lågt Mg-innehåll i modern materialet, har brist på magnesium konstaterats (Zech & Popp, 1981; Zöttl & Hüttl, 1989; Hippeli & Branse, 1992). Till viss del kan detta bero på markförsurning och hög kvävedeposition men även på lågt Mg-nedfall. Någon uppenbar brist på baskatjoner eller P har inte kunnat påvisas för några ogödslade skogsbestånd i Sverige. Kvoterna P/N, Ca/N och Mg/N i tallbarr från Skåne är dock signifikant lägre jämfört med tallbarr från mellersta och norra Sverige (Liljelund m.fl., 1990), vilket kan indikera att näringsbalansen i marken förändrats så pass att det påverkat trädens näringstillstånd.

Den sura depositionen kan således påverka trädens vitalitet dels genom direkta effekter på blad och barr, samt indirekt via markförsurningen som påverkar näringstillgången och trädens rötter (Roberts, 1984; Eldhuset, 1988; de Vries & Reinds, 1994; Ericsson m.fl., 1995b; Matzner & Murach, 1995).

Sverdrup m.fl. (1994) ansåg att tidigare och nuvarande N- och S-nedfall skulle medföra svåra skador på de svenska skogarna inom de närmaste 20 åren. Tillväxten skulle bl.a. reduceras med i genomsnitt ca 19 %. Undersökningar av riksskogstaxeringens material har dock visat att för

perioden 1953-1992 har grundytetillväxten ökat med ca 0,5-0,8 % per år för både tall och gran och det finns inga tecken i det materialet att tillväxten skulle avta de senaste åren (Elfving & Tegnhammar, 1996).

Kårén & Roberntz (1991), som studerade sambanden mellan olika markkemiparametrar och kronutglesning från 91 av skogsstyrelsens provytor (huvuddelen belägna i sydöstra Sverige), fann att pH och basmättnadsgrad i humuslagret hade ett signifikant negativt samband med medelkronutglesningen på ytorna. Basmättnadsgraden i rostjorden var också negativt korrelerad med kronutglesningen. Utbytbara vätejoner i humuslagret och rostjorden, samt utbytbart aluminium i rostjorden hade ett signifikant positivt samband med kronutglesningen. Kårén & Roberntz studie tyder således på att markens aciditet och basmättnadsgrad påverkar kronutglesningen. Nilsson & Olsson (1995) kunde ej finna några signifikant samband mellan markkemiska variabler och kronutglesning för gran på skogsvårdsstyrelsens provytor inom Stockholms län. Däremot fanns ett signifikant samband mellan kronutglesningen för tall och utbytbart väte i humusskiktet. Beståndsåldern påverkar dock både kronutglesningen och halten utbytbart väte i humusskiktet. En av slutsatserna från studien av Nilsson & Olsson (1995) var således att det fanns inget samband mellan kronutglesning och aciditet i marken. Inte heller Bengtsson m.fl. (1998), Wijk (1998), Westling m.fl. (1998), Karlsson & Bergholm (1998) samt Rosengren-Brinck m.fl. (1998) kunde finna några klara samband mellan markkemi och kronutglesning i olika undersökningar inom Sverige. Hallgren Larsson m.fl. (1997) kunde inte påvisa några samband mellan BC/Al-kvot och kådflöde för skogsytor i södra Sverige.

I övrigt finns det knappast några andra undersökningar i Skandinavien som givit några klara bevis för att svavel- och kvävedepositionen samt de därav påvisbara förändringarna i markkemin skulle ha påverkat trädens kronutglesning (Binkley & Högberg, 1997; Solberg & Törseth, 1997). Hansen (1997) visade i och för sig att nitratkoncentrationen under rotzonen (75-100 cm) på danska granytor var positivt korrelerad med barrförlusten. Ökningen av nitratutlakningen med ökad barrförlust beror dock troligen på att träden vid ökad barrförlust tar upp mindre kväve. Övriga markparametrar, som t.ex. pH och Al, hade inget samband med barrförlusten.

Binkley & Högberg (1997) anser att teorin om att markförsurningen i Sverige (observerade pH-sänkningar) kan ifrågasättas och att trädens motståndskraft mot försurningsskador på rötterna talar för att kalkning och vitaliseringsgödsling ej behövs.

14.2.4 Sambandet kvävemättnad – skogsskador

På förmodligen så gott som all skogsmark i Sverige begränsas produktionen av kvävetillgången i marken. Ökande givor av kväve till ett skogsekosystem där kväve är tillväxtbegränsande medför att trädutväxten ökar tills oorganiskt kväve finns i överskott (Tamm, 1991). Ett kväveöverskott i marken kan medföra att trädens produktionen av finrötter minskar (Wright m.fl., 1995) eftersom rotsystemet då inte behöver vara så välutvecklat för att ta upp den kvävemängd som träden behöver. Rotsystemet kan också få en mer yttlig utbredning. Även mykorrhizan kan ta skada av ett oorganiskt kväveöverskott i marken. Sammantaget kan detta medföra att rotsystemet under torra år inte har den kapacitet som behövs för att leverera vatten till trädkronan varvid tillväxtminskningar och torkskador kan uppstå. Binkley & Högberg (1997) pekar dock på resultat från Skogaby (Nilsson & Wiklund, 1992) och Stråsan (Högberg m.fl., 1993) som tyder på att kvävegödslade träd utnyttjar vattnet bättre och kan hålla en högre produktion jämfört med ogödslade träd vid torka.

Den ca 250-procentiga ökningen av kvävenedfallet i södra Sverige som skedde från 1950-talet och framåt har ännu inte påverkat skogsproduktionen i Sverige i negativ riktning. Tvärtom kan man notera en ökning av den årliga skogsproduktionen per ytenhet sedan 1920-talet och framåt. Denna ökning beror troligen främst på förbättrade skogsskötselmetoder, men en viss del av ökningen kan också bero på det förhöjda kvävenedfallet (Eriksson & Johansson, 1993; Elfving & Tegnhammar, 1996).

För att beskriva ett skogsekosystems förmåga att kvarhålla det kväve som deponeras används ofta begreppet kvävemättnad. Detta begrepp kan definieras på olika sätt, men en av de mest använda definitionerna är den som Ågren och Bosatta (1988) föreslog. De definierade kvävemättnad för ett skogsekosystem som det stadium när långtidsmedelvärdet för kväveutlakningen är lika med eller är större än kvävedepositionen.

Normalt sett brukar kväveutlakningen från en svensk skogsmark årligen uppgå till ca 1-5 kg N ha⁻¹, med de högsta värdena på bördig mark i södra Sverige (Nohrstedt, 1993b). Överskrider kväveutlakningen detta värde kan det vara ett tecken på att ekosystemet är ut balans. Ett skogsekosystem kan dock temporärt läcka stora mängder nitrat utan att systemet är mättat på kväve ur biologisk synpunkt. Nitratjonen är lätttröglig och i ett område där mycket nitrat faller ner med nederbörden kan en stor del av nitratjonerna passera genom ekosystemet utan att tas upp av växterna. Nitratjonerna tar dock med sig baskatjoner och försurar därför marken.

Vid en hög kvävedeposition ökar risken drastiskt för en förhöjd kväveutlakning. En sammanställning av deposition och utlakning av kväve från 65 skogsområden i Europa (Dise & Wright, 1995) visade att när kvävedepositionen understeg 10 kg N ha⁻¹ år⁻¹, så var kväveutlakningen låg (< 2 kg ha⁻¹ år⁻¹). Vid en kvävedeposition mellan 10-25 kg ha⁻¹ år⁻¹ hade flera skogsmarker en hög kväveutlakning (2-23 kg ha⁻¹ år⁻¹), men vissa skogsmarker (huvudsakligen i Skandinavien) hade en låg kväveutlakning. Översteg den årliga kvävedepositionen 25 kg ha⁻¹ var även den årliga kväveutlakningen hög (8-34 kg ha⁻¹). Många skogsekosystem i Europa har således förhöjda nitratkoncentrationer i markvattnet och i det avrinnande vattnet (Henriksen & Brakke, 1988; Dise & Wright, 1995; Gundersen, 1995; Westling, 1991; Callesen m.fl., 1996). Westling (1991) fann att i 60 olika skogsområden i södra Sverige var nitratkoncentrationen i markvattnet mycket låg när kvävedepositionen understeg 15 kg N ha⁻¹ år⁻¹, men att den var förhöjd när nedfallet av kväve översteg 22 kg N ha⁻¹ år⁻¹. I en rapport angående depositionen vid 91 lokaler i södra och mellersta Sverige och dess effekter på markvattnet visade Westling m.fl. (1992) att en ökning av nitrathalterna i markvattnet börjar uppträda när kvävedepositionen, mätt som summan av nitrat- och ammoniumkväve i kron-droppet, överstiger ca 15 kg ha⁻¹ år⁻¹. Nohrstedt m.fl. (1997) rapporterade dock om en mycket hög årlig kväveutlakning (15-46 kg N ha⁻¹ år⁻¹) från ett granbestånd i Halland där kvävenedfallet var 10-14 kg N ha⁻¹ år⁻¹. En stor del av det utlakade kvävet utgjordes här av nitrat.

Den högsta kvävedepositionen i Sverige äger rum i sydvästra Sverige där nedfallet uppgår till mer än 12 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Det är också i detta område som det finns tecken på att vissa sydsvenska skogsekosystem är kvävemättade. Bland annat har man observerat att skogsproduktionen i vissa fall inte ökat vid kvävegödsling (Persson m.fl., 1995b), samt att utlakningen av nitrat ökar eller är hög (Nohrstedt m.fl., 1997). De flesta skogsbestånd i Sydsverige reagerar dock fortfarande med ökad tillväxt vid kvävegödsling (Pettersson, 1994).

Förutom att näringsbalansen rubbas vid kvävemättnad (Kazda, 1990; Aber m.fl., 1995; Rosengren-Brinck & Nihlgård, 1995) kan skogen bli mer frost- och torkkänslig, samt angripas

lättare av skadeinsekter och andra skadegörare. Näringsobalans relaterat till hög N-deposition har rapporterats från Holland (Mohren m.fl., 1986; Houdijk & Roelofs, 1993), Tyskland (Hüttl, 1990) och Österrike (Katzensteiner, 1992). Nihlgård (1996a) och Thelin m.fl. (1998) rapporterade att halterna av K, Cu och Zn i granbarr från drygt 30 lokaler i Skåne minskat signifikant under perioden 1981-1994. Även kvoterna K/N och Cu/N hade minskat signifikant under denna period. Däremot hade Ca- och Mg-halterna ökat signifikant, liksom Ca/N-kvoten.

I 25 olika svenska gödslingsförsök där kväve (i form av främst ammoniumnitrat eller urea) tillförts vart 5-11 år noterade Jacobson & Nohrstedt (1993) att på 80 % av ytorna hade Mg-halten i gran- eller tallbarr minskat på N-gödslade ytor. På 60 % resp. 50 % av ytorna hade även P och K-halten i barren minskat. Det var dock bara på en gödslad yta som halten av ett av makronäringsämnena (K) i barren låg under den nivå som brukar anses tyda på brist. Halterna av mikronäringsämnena Mn, Zn och i de flesta fall även Cu i barren på N-gödslade ytor låg under motsvarande halter på kontrolytorna. Kopparhalten i barren var i en del fall (både gödslade och ogödslade bestånd) under den nivå ($2 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) där Cu-brist anses förekomma (Braekke, 1994). Tillväxten på de gödslade ytorna var dock högre än på de ogödslade även om de upprepade gödslingarna inte gav samma tillväxteffekt som den första kvävegödslingen.

Binkley & Högberg (1997) påpekade dock att det inte finns några tecken som tyder på att det nuvarande, eller tidigare, kvävenedfallet minskat vitaliteten eller produktionen i de svenska skogarna.

Det finns en del gödslingsförsök i södra Sverige där det tillförts stora mängder N ($100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) och tillväxten fortsatt att öka (Nilsson & Wiklund, 1992; Pettersson, 1994). Den höga kvävedepositionen i södra Sverige medför en med tiden ökad risk för kväveöverskott i marken och därmed kan andra näringsämnen bli en bristvara för träden. Ett sätt att studera trädens vitalitet är att undersöka halterna av olika näringsämnen i trädens barr eller blad. Bedömningen av om halterna ligger över eller under vissa kritiska nivåer är dock något osäker eftersom halterna beror på årstid, genetiska faktorer, klimat etc. Man kan delvis komma ifrån detta genom att använda kvoter mellan halterna av de olika elementen (Cape m.fl., 1990; Ericsson m.fl., 1995a; Linder, 1995; Nilsson & Wiklund, 1995; Rosengren-Brinck & Nihlgård, 1995). Optimala resp. kritiska nivåer för dessa kvoter är dock också lite osäkra, men hög kvävedeposition eller kvävegödsling medför att kvoten mellan koncentrationen av olika näringsämnen och kväve i blad eller barr oftast minskar (Aronsson, 1985; Rosengren-Brinck & Nihlgård, 1995).

Analys av argininhalter i barr har föreslagits som en metod att indikera kväveöverskott eller obalans mellan näringsämnena i främst gran (Aronsson, 1988; Ericsson m.fl., 1993, 1995a). Undersökningar av flera granytor i södra Sverige (Ericsson m.fl., 1995a) visade att argininhalten ökade med ökad N-halt i barren eller vid minskad P- och K-halt eller P/N och K/N-kvot. Flertalet av ytorna hade P-brist och hälften av ytorna K-brist. Ericsson m.fl. (1995a) visade att humusformen var viktigare än kvävedepositionsmängden för att förklara höga argininhalter eller obalans i näringsämnena i granbarr.

I Tyskland finns det klara belegg för att mineralnäringsobalanser i marken minskat trädens vitalitet (Schulze, 1989). Många av de tyska skogsmarkerna som ligger söder om den senaste inlandsisens utbredning har varit utsatt för vittring under en mycket lång tid och innehållet av speciellt Mg kan vara mycket lågt i dessa jordar. Depositionen av Mg är också låg på dessa marker som ligger i de inre delarna av Tyskland, vilket medför att det är just Mg som träden kan lida brist på. I de svenska jordarna, som är yngre geologiskt sett, är Mg-innehållet oftast högre.

Dessutom är Mg-nedfallet högt i större delen av landet på grund av närheten till havet. Enligt Binkley & Högberg (1997) är således risken för vitalitetsnedsättning eller produktionsminskning på grund av näringsobalans (ex. Mg-brist) till följd av högt kvävenedfall eller kvävegödsling mycket liten i de svenska skogarna. Borbrist kan dock uppkomma på vissa marker i Norrlands inland efter kvävegödsling (Aronsson, 1983; Möller 1983, 1984).

14.2.5 Skogsskadornas utveckling i Sverige

Skogsskadornas omfattning, utveckling och orsaker är en fråga som diskuterats livligt i Sverige de senaste 15 åren. Ett sätt att mäta tillståndet i skogsekosystemet är att observera trädens kronutglesning. Kronutglesningsstudier på gran och tall har i Sverige genomförts sedan 1984.

Utglesade trädkronor och döda granar observerades dock redan i mitten av 1970-talet. Hösten 1973 upptäcktes således allvarligt skadade bestånd med döda granar i Ängelholmstrakten och östra Blekinge. Fram till 1977 observerades lokala skador ända upp till Dalarna och Gästrikland. Dessa skador kunde inte tillskrivas lokala utsläpp utan berodde främst på den svåra torkan i mitten av 1970-talet. I slutet av 1970-talet noterades dock inga allvarligt skadade bestånd.

Augusti 1983 kom larmrapporter från Blekinge och Halland om ett stort antal områden med oförklarliga skogsskador. Symptomen liknade de som uppmärksammats i västra Tyskland några år tidigare. Även i Sverige relaterade man skogsskadorna till luftföroreningar och markförsurning. Larmrapporterna om storskaliga skogsskador även i Sverige medförde att landsomfattande och regionala inventeringar av kronutglesningen för gran och tall startades. Några inledande bedömningar av kronutglesningen gjordes 1983. Det var dock först 1984 som riksskogstaxeringen började med sin skadeinventering och samtidigt började även skogsvårdsorganisationen lägga ut permanenta observationsytor, där bl.a. kronutglesning bedöms.

Mot slutet av 1980-talet minskade skogsskadorna på många håll i Europa och Sverige. Vintern 1992/93 ökade emellertid intresset för skogsskador i Sverige på nytt, främst föranlett av en rapport som visade att kronutglesningen ökat kraftigt i Skåne och Halland mellan 1986 och 1991 (Schlyter & Andersson, 1992). Ungefär samtidigt uppmärksammades i media att en stor andel av äldre granbestånd i södra Halland drabbats av oförklarligt kådflöde. Dessutom framlades prognoser som visade att markförsurningen gått så långt att man kunde förvänta sig negativa effekter på skogsproduktionen inom en snar framtid (Warfvinge & Sverdrup, 1992b). Söderberg (1993) visade med datamaterial från riksskogstaxeringen att ökad kronutglesning medför tillväxtnedsättning för både gran och tall.

Jämfört med många andra länder i Europa har dock Sverige en låg andel skadade barrträd (FN/ECE & EG, 1998).

14.2.5.1 Riksskogstaxeringens undersökningar

En relativt hög kronutglesning observerades på många håll i Sverige under åren 1982-1984. I riksskogstaxeringens undersökningar minskade dock kronutglesningen i större delen av Sverige fram till och med 1987, varefter den ökade fram till 1990 och har sedan fluktuerat upp och ner (Anon., 1997b). Gran har genomgående en högre andel skadade träd (mer än 20 % kronutglesning) än tall.

Den högsta procentuella andelen skadade träd påträffas i Norrland. I de inre delarna av Norrland kan man för gran observera en ökande trend för denna andel under perioden 1987-1995. Här finns också den största andelen skadade träd, beroende på ett hårdare klimat samt att träden där är i genomsnitt äldre än i övriga landet. Åren 1996-1997 minskade dock andelen skadade granar något i Norrland (Wulff, 1997).

För äldre granbestånd i Svealand kan en trend mot ökad andel skadade träd noteras sedan 1987 (Wulff, 1997). I Götaland var också andelen utglesade granar högre 1988-1997 jämfört med förhållandena 1987. Detta år noterades dock i hela Sverige den lägsta andelen skadade träd under hela mätperioden.

Andelen skadade tallar har i södra Sverige, under perioden 1987-1996, varierat mellan 5-15 % vilket får anses vara en relativt liten variation (Anon., 1997b).

I Malmöhus län, Kristianstads län, Hallands län, Blekinge län, Gotlands län och Göteborgs och Bohus län återfinns den lägsta andelen skadade träd. I denna region kan man för perioden 1994-1996 endast notera en mycket svag ökning av andelen skadade träd (Anon., 1997b).

För hela landet ökade andelen skadade granar från i medeltal 21,6 procent under perioden 1984-1988 till 28 procent för perioden 1990-1994 (Söderberg, 1995). Under samma period ökade andelen granar med mer än 60 procent kronutglesning från 0,8 procent till 2,0 procent.

14.2.5.2 Skogsvårdsorganisationens undersökningar

Kronutglesningsstudier genomförs även sedan 1984 på skogsprovtytor utlagda av skogsvårdsorganisationen. Här finns för närvarande data tillgängliga fram t.o.m. 1994. Dessa studier visade att fram till och med 1994 hade kronutglesningen för gran en ökande trend i Svealand under perioden 1984-1994 och i Götaland under perioden 1984-1991. Någon trend i granarnas kronutglesning i Norrland fanns inte i detta material (Berghäll m.fl., 1995).

14.3 Grundvatten och ytvatten

Det är främst det ytliga grundvattnet i områden med tunna jordtäcken och hög deposition av försurande ämnen som drabbats av försurningen. Grundvattnet i berggrunden har i en del områden med tunna jordtäcken också försurats. Det är således södra och då främst sydvästra Sverige som drabbats av grundvattenförsurning. Förutom att pH och alkalinitet minskat i många brunnar har även Al- och tungmetallhalterna i flera fall ökat i dessa grundvatten. Många vattendrag, speciellt i södra Sverige försurades kraftigt under 1960- och 1970-talen. Sulfathalten ökade samtidigt som pH och alkalinitet minskade. Efter 1980 har sulfathalten minskat liksom halterna av baskationer, medan alkaliniteten ökat något sedan 1985. pH-värdena har dock varit i stort sett oförändrade sedan 1970-talet.

De protoner som följer med den sura nederbörden tränger ut baskatjoner från utbyteskomplexen i marken. De utträngda baskatjonerna (ex. Ca, Mg och K) följer med nederbördsvattnets anjoner (SO₄, NO₃, Cl) vidare ner genom marken till grundvattnet. Försurningen medför således en ökad halt av baskatjoner i grundvattnet. Det sura nedfallet minskar också grundvattnets alkalinitet, dvs. dess motståndskraft mot försurning. Minskningen av pH är inte så markant så länge alkalinitet finns kvar. Men när alkaliniteten i grundvattnet är slut minskar även pH-värdet påtagligt.

Som en följd av försurningen av våra skogsmarker sänks pH-värdet i marken, vilket även medför att vissa av de metaller som finns i marken lättare kan lakas ut från marken till grundvattnet och vidare till ytvattendragen. Detta gäller speciellt för skadliga metaller som Al, Fe, Mn, Zn och Cd (Bergkvist m.fl., 1989; Borg, 1987; Verta m.fl., 1990; Westling m.fl., 1992; Aastrup m.fl., 1995). För andra metaller som Hg, Pb och Cu påverkas utlakningen inte i lika hög grad av pH-värdet (Lindqvist m.fl., 1991; Borg & Johansson, 1989) eftersom de binds hårt till organisk substans i humuslagret. Utlakningen av dessa tungmetaller sker således främst i form av organiska föreningar (Driscoll m.fl., 1988; Borg & Johansson, 1989; Lindqvist m.fl., 1991; Mierle & Ingram, 1991).

Vid pH-värden under 5, 5 börjar aluminiumföreningar lösas upp enligt följande:



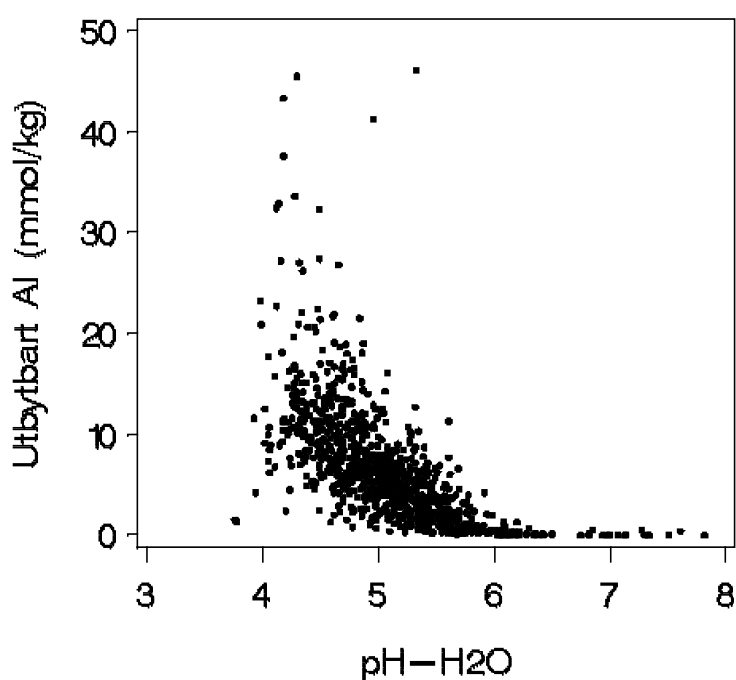
Denna upplösning fortsätter vid sjunkande pH-värden så att nettoresultatet blir:



I markens ytskikt är aluminium i markvätskan till största delen bundet till organiskt material. Nilsson & Bergkvist (1983) visade att koncentrationen av organiska Al-föreningar var positivt korrelerade med DOC-koncentrationen. Längre ner i mineraljorden utgör oorganiskt aluminium den största andelen av löst aluminium i markvätskan (Nilsson & Bergkvist, 1983). När pH-värdet i mineraljorden sjunker under pH 5 ökar halten utbytbar Al kraftigt (Thomas & Hargrove, 1984). Detta kan visas med data från ståndortskarteringen (figur 14.2). Utgående från ståndortskarterings data har man beräknat att det i södra Sverige finns ca 6 500 km² produktiv skogsmark där pH-värdet på ett par dm djup i mineraljorden understiger pH 4,4 (Lundmark, 1989).

Från ekvation [2] ses att aktiviteten av Al³⁺ i vattenlösningar teoretiskt sett ökar proportionellt mot kubiken av vätejonaktiviteten (Reuss, 1991). I mark-, grund- och ytvatten finns dock andra joner och humusföreningar som påverkar lösligheten för aluminium. Detta innebär att ökningen av Al³⁺-koncentrationen i dessa vatten inte ökar lika kraftigt som kubiken av H⁺-koncentrationen (Bloom m.fl., 1979; Neal m.fl., 1990; Berggren, 1992; Mulder & Stein, 1994). Flera undersökningar har dock visat att när pH-värdet understiger 4,5-4,8 så ökar aluminiumaktiviteten i mark-, grund- och ytvatten mycket kraftigt (Hultberg & Johansson, 1981; Tyler m.fl., 1987; Westling m.fl., 1992). När pH i mineraljorden understiger 4,2 brukar Al³⁺ vara den dominerande katjonen i marklösningen (Ulrich, 1991). Höga aluminiumhalter i mark- och grundvatten observeras således i både naturligt sura och antropogent försurade områden. Enligt Nilsson (1985) finns det ofta en positiv korrelation mellan koncentrationerna av oorganiskt aluminium (Al_i) och nitrat i markvattnet, medan motsvarande korrelation mellan

Al_i och sulfat är negativ. En hypotes är att aluminium och sulfat bildar fasta föreningar (jurbanite och basaluminite). En kombination av minskad sulfatkoncentration och ökad nitratkoncentration i markvattnet skulle då medföra ökade koncentrationer av oorganiskt aluminium i markvattnet. Westling m.fl. (1992) redovisar dock ett starkt samband mellan storleken på svavelnedfallet och halten oorganiskt aluminium (Al_i) i markvatten insamlat på 50 cm djup. Sambandet mellan depositionen av nitrat och halten Al_i i markvattnet var däremot negativt.



Figur 14.2. Sambandet mellan $pH-H_2O$ och utbytbar aluminium (extraherbart med 1 M KCl) i de övre 5 cm av B-horisonten. 929 prov från olika skogsmarker i Sverige. Data från ståndortskarteringen 1983-87. Den stora spridningen beror främst på att halten organiskt material varierar kraftigt mellan de olika proven.

Koncentrationerna av Al i ytvatten är vanligtvis betydligt lägre än vad de är i markvattnet. Förmodligen fälls en del Al ut längre ner i markprofilen där pH är högre. Dessutom binds en hel del Al i det organiska materialet i utströmningsområdena. Studier från Gårdsjön i Bohuslän visar att organiska Al-föreningar utgör ca 10-20 % i grundvattnet men ca 55-58 % i det avrinnande vattnet till sjön (Nilsson & Bergkvist, 1983).

I södra Sverige har föroreningen medfört en signifikant ökning av Zn och Cd i vattendragen (Johansson m.fl., 1995). De högsta koncentrationerna av Zn och Cd sammanfaller ofta med höga flöden, vilket betyder att även de större sjöarna och kustområdena i södra Sverige har fått en kraftigt ökad tungmetallbelastning på grund av föroreningen. Data publicerade i Hedlund m.fl. (1997) visar dock att Cd-halten i flera svenska älvar haft en tendens att minska under perioden 1990-1996. Detta kan dock bero på att utsläppen av kadmium till luft och vatten

minskat kraftigt de senaste 20 åren.

Halten DOC i markvatten, grund- och ytvatten har stor betydelse för hur stor del av tungmetallerna och aluminium som är organiskt bundet (Nilsson, 1985; Bergkvist, 1986; Driscoll m.fl., 1988; Lee & Hultberg, 1990; Lee & Iverfeldt, 1991). I en markprofil hittas de högsta DOC-halterna i markvattnet i de övre horisonterna. I B-horisonten adsorberas mycket DOC till Fe- och Al-oxider (Dahlgren & Marrett, 1991; Moore m.fl., 1992). Som redan nämnts i avsnitt 7.3 minskar den organiska substansens löslighet vid lägre pH-värden, d.v.s. DOC-koncentrationen reduceras vid minskat pH-värde. Vid markförsurning har det dock observerats olika effekter på halten DOC. Chang & Alexander (1984) noterade en minskning av DOC-halten. Vance & David (1989) och David m.fl. (1989) rapporterade att när tillförseln av svavelsyra ökade så minskade utlakning av DOC från humushorisonten men ökade från B-horisonten. Flera undersökningar har visat att SO_4 -joner och DOC konkurrerar om adsorptionsplatserna i B-horisonten (Gobran & Nilsson, 1988, Vance & David, 1989; Evans & Andersson, 1990; Guggenberger & Zech, 1992). En ökning av SO_4 -halten medför således en ökad utlakning av DOC från B-horisonten och därmed en ökad risk för ökad DOC-halt i grund- och ytvatten.

När försurningen gått så långt att pH-värdet i ytvattendragen minskar dör känsliga djur och växter. Den ökade tillförseln av tungmetaller och aluminium från omgivande mark bidrar till att många arter slås ut.

Vissa skogsekosystem i Sydsverige läcker ovanligt mycket nitrat och anses vara kvävemättade. Den höga nitratutlakning anser vissa bero på den höga kvävedepositionen i området. Detta är dock inte klarlagt och andra faktorer såsom exempelvis markanvändning och jordmån har förmodligen också stor betydelse (Nohrstedt pers comm.).

Mycket höga nitrathalter har i en del fall noterats i markvatten (Westling, 1991; Nohrstedt m.fl., 1997), men så höga nitrathalter påträffas aldrig i grundvatten eller ytvatten från skogsmark. Några hälsovådliga nitrathalter har således inte noterats under någon längre tid i grundvatten från skogsmark. Men den lokalt höga nitratutlakning till sjöar och hav bidrar till en ökad eutrofiering av dessa vatten. Skogsmarkens kvävebelastning till våra kustvatten utgjorde 1995 ca 11 % av Sveriges totala kvävetransport till havet (Anon., 1997a). Om kvävedepositionen kommer vara kvar på nuvarande höga nivå eller t.o.m. ökar, samtidigt som kväveutlakningen inom jordbruket minskar, kan skogsmarkens andel av kvävebelastningen på våra kustvatten öka.

14.3.1 Grundvatten

Grundvatten är viktigt både för kommunernas och enskilda hushålls vattenförsörjning. Cirka 1.1 miljoner människor utnyttjar grundvatten från egna brunnar som dricksvatten i hus där de bor permanent. Därtill kommer ungefär 2 miljoner fritidsboende som också har egna brunnar. Grundvatten från ytliga brunnar (jordbrunnar) försörjer nästan en halv miljon människor i Sverige med dricksvatten.

Grundvatten kan vara antropogent försurat på grund av a) kvävegödsling, b) skörd av biomassa och c) förhöjd atmosfärisk deposition av svavel och kväve. Ur försurningssynpunkt är det främst pH, alkalinitet, sulfat, kvoten totalhårdhet/alkalinitet samt tungmetallhalter som är intressanta.

Vid nedbrytning av organiskt material i marken förbrukas syre och koldioxid bildas. En del av koldioxiden löser sig i vatten, varvid vätejoner och vätekarbonatjoner bildas. Vid nedbrytningen och via rötternas aktivitet bildas också humussyror och andra organiska syror. Kolsyran tillsammans med de organiska syrorna angriper mineralpartiklarna varvid dess vittrar. Vittringen innebär att syrornas vätejoner förbrukas och att metalljoner (ex. Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+}) frigörs från mineralpartiklarna.

I en "opåverkad" markprofil tillförs grundvattnet, genom vittringen av markpartiklar, ungefär lika mycket Ca- och Mg-joner som HCO_3 -joner. Alkaliniteten i grundvattnet är då lika hög som totalhårddheten (Ca + Mg). Tillförs marken starka syror (ex. sur nederbörd) ökar utlakningen av baskatjoner. Så länge jonbytes- och vittringsprocesserna i marken håller jämna steg med tillförseln av vätejoner, så förändras inte pH-värdet i grundvattnet. Ca- och Mg-halten ökar dock i grundvattnet tillsammans med exempelvis SO_4 från den sura nederbörden. Då marken inte längre kan neutralisera vätejonerna kan HCO_3 -halten (alkaliniteten) i grundvattnet minska. Kvoten totalhårddhet/alkalinitet i grundvattnet ökar då. Försurning av grundvatten sker således när syratillskottet överstiger produktion av baskatjoner genom vittring. Förrådet av utbytbara baskatjoner i marken minskar då och en större andel aluminium- och vätejoner följer med sulfatjonerna i det perkolerande markvattnet ned till grundvattnet.

Markförsurningen innebär ofta att halten löst organiskt material minskar i marklösningen, grund- och ytvatten. Fosfatkoncentrationen i dessa vatten minskar på grund av att fosfatet faller ut i form av aluminiumfosfat.

Grundvattnets försurningskänslighet bestäms huvudsakligen av markfaktorer som mineralogi, textur, jordtäckets mäktighet och grundvattenytans läge. De svenska berg- och jordarterna består huvudsakligen av mineral som vittrar långsamt. Alkaliproduktionen från vittringen i de svenska jordarna är därför ofta lägre än tillskottet av syra från depositionen. Den kritiska belastningen överskrids. Markens förmåga att buffra mot den sura depositionen förbrukas sakta med start i markprofilens övre del. Detta medför att det är det ytliga grundvattnet som drabbas först (Nordberg, 1985). De tunna jordtäcken som finns på många håll på västkusten har bidragit till att markens buffringsförmåga mot den sura depositionen varit låg. Detta tillsammans med det höga nedfallet av starka syror medförde att det var på västkusten som antropogent försvurad grund- och ytvatten först observerades. Många brunnar i sydvästra Sverige med ett ytligt grundvatten har således utsatts för en så kraftig försurning de senaste 30-40 åren att det inte finns någon alkalinitet kvar i grundvattnet. I områden med tunna jordtäcken kan även grundvattnet i den underliggande berggrunden ha utsatts för försurning (von Brömssen, 1989).

På moränmark är de grunda brunnarna ofta placerade i moräner med grövre textur eftersom de ofta har större och snabbare grundvattentillrinningen än brunnar placerade i finkornigare moräner. Den snabbare tillrinningen medför dock också att vattnet ej hinner buffras, vilket medför att grundvattnet i dessa brunnar ofta har lågt pH-värde.

På vittringssvaga jordar i södra Sverige var enligt Brodin (1990) medianvärdet av kvoten totalhårddhet/alkalinitet i det ytliga grundvattnet 2,5-3,5 och 1-2,5 i bergbrunnar. För hela Sverige redovisar Aastrup m.fl. (1995) ett medianvärde för denna kvot på 1,7 för 8 595 jordbrunnar och 1,0 för 12 747 bergbrunnar. Det finns en klar tendens till att kvoten ökar mot söder.

Resultat från kommunala brunnsinventeringar och SGUs brunnsarkiv visar att pH och

alkalinitetsvärden i jordbrunnar är låga eller mycket låga i stora delar av Sverige. Speciellt gäller detta i södra och sydvästra Sverige, där man även kan finna relativt höga sulfathalter. I cirka 70 000 brunnar är grundvattnet så surt att det finns risk att metaller löses ut i vattnet och att vattenledningarna kan skadas av korrosion. De flesta av dessa brunnar är jordbrunnar, men även många bergbrunnar från försurningsbelastade områden i södra Sverige är påverkade.

För att minimera risken för korrosion på de vanligast förekommande metallmaterialen i vattenledningssystem bör ett grundvatten ha ett pH-värde på 7-9 och en alkalinitet högre än ca 70 mg/l (Brodin, 1990). När grundvattnet blir surare börjar många av tungmetallerna att uppträda i högre koncentrationer och mer löslig form (Aastrup & Johnsson, 1986; Monitor, 1987; Ledin m.fl., 1989). När pH-värdet i dricksvattnet sjunker under 6-6,5 löses exempelvis koppar ut från vattenledningar. Vid lägre pH-värden börjar Al-halten i grundvattnet öka (Hultberg & Johansson, 1981; Brodin, 1990) och när pH-värdena är lägre än 5 är medelhalten av Cd cirka 3 ggr högre än vid pH-värden över 6 (Aastrup & Johnsson, 1986). En del brunnar har så höga Cd-halter i vattnet att halterna ligger i närheten av de nivåer då njurskador kan uppstå. Zn-halten ökar betydligt när pH sjunker under 6,0 (Aastrup m.fl., 1995). Eftersom halten av löst organiskt material i mark- och grundvattnet ofta minskar vid markförsurning kan en större andel av de lösta tungmetall- eller aluminiumjonerna i grundvattnet uppträda som fria joner. Enligt Bertills m.fl. (1989) så har grundvattnet i 50 % av de grävda brunnarna i Sverige ett pH-värde som understiger 6,3 samt en alkalinitet $< 0,5 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$. De flesta grunda brunnar i grovkorniga jordar hamnar i denna klass.

I områden med låg försurningsbelastning så är hårdheten ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) i grundvattnet oftast ungefär lika stor som alkaliniteten (HCO_3^-). I södra Norge, södra och mellersta Sverige, längs Norrlandskusten och i sydvästra Finland är dock alkaliniteten i grundvattnet vanligtvis lägre än hårdheten (Bernes, 1993).

Cd-halten i dricksvattnet är som regel lägre än $1 \mu\text{g l}^{-1}$, men i surt grundvatten har halter runt $1 \mu\text{g l}^{-1}$ och upp till $4 \mu\text{g l}^{-1}$ uppmätts (Jacks & Knutsson, 1981; Bertills m.fl., 1989; Friberg m.fl., 1990).

De grundvatten som sedan 1968 analyserats inom SGUs rikstäckande grundvattennät uppvisar inga drastiska förändringar i den kemiska sammansättningen. Provtagningarna i detta nät görs dock huvudsakligen i stora grundvattenakviferer där grundvattenytan ligger relativt djupt. Sulfathalterna visar dock samma trend som sulfatdepositionen, d.v.s. en ökning fram till ca 1980 och därefter en minskning. Ca- och Mg-halterna i grundvattnet följer mer eller mindre trenden i sulfathalt (Aastrup m.fl., 1995). Att Ca- och Mg-halten i grundvattnet minskat något sedan 1980 kan således vara en följd av minskad försurningsbelastning, men det kan också vara så att halten utbytbara katjoner i marken minskat så pass att det även slår igenom på grundvattnets sammansättning (Bertills & Hanneberg, 1995). Alkaliniteten visar ingen tydlig trend, vilket tyder på att vittringen hållit jämn takt med syradepositionen. Inte heller pH-värdet har påtagligt förändrats.

Andra undersökningar visar att alkaliniteten och i vissa fall även pH-värdena har sjunkit i grundvattnet i södra och västra Sverige de senaste 20-30 åren, samtidigt som totalhårdheten ($\text{Ca} + \text{Mg}$) i många fall ökat (Jacks & Knutsson, 1981, 1982; Jonasson m.fl., 1985, 1989; Lång m.fl., 1989; von Brömssen, 1989). **Det finns dock vissa tecken på att försurningen av grundvattnet avklingat under 1990-talet. Sulfathalterna minskar (Aastrup m.fl., 1995; Swedberg, 1995; Lång & Villalba, 1998), pH-värdena stabiliseras och i en del fall har t.o.m. tendenser till ökande pH-värden observerats (ex. Lång & Villalba, 1998). Alkaliniteten däremot**

minskar fortfarande i många grundvattentäkter.

Den sura depositionen har medfört och kommer även fortsättningsvis medföra negativa konsekvenser för dricksvattenförsörjningen i Sverige beroende på de svagt buffrande jordarterna och den stora andelen enskilda och små gemensamma ytliga grundvattentäkter.

I känsliga områden skulle svavel- och kvävedepositionen behöva minska med 85 % resp. 50 % för att förurningen av det ytliga grundvattnet skall bromsas upp (Sandén & Warfvinge, 1992).

14.3.2 Ytvatten

Under 1960- och 1970-talet observerades hur många sjöar i SV Sverige blev allt surare. Det kunde snart konstateras att det sura nedfallet var huvudorsaken till sjöarnas förurning.

Sjöarnas och vattendragens känslighet för förurning beror på en rad faktorer:

- Den omgivande markens förmåga att neutralisera den sura depositionen. I områden med stor andel hållmark, tunna jordlager med grov textur är neutraliseringsförmågan mycket låg. Är däremot de omgivande berg- och jordarterna lättvittrade och kalkrika, samt jordlagren mäktiga och finjordsrika kan den sura depositionen buffras.
- Hur nederbörds- och avrinningsmängder fördelas under året. Låg avdunstning under höst, vinter och vår medför att grundvattenytan i skogsområdena under dessa perioder ofta ligger nära markytan. Under perioder med hög nederbörd eller snöavsmältning transporteras vattnet snabbt till vattendragen i de ytliga marklagren som ofta har låg neutraliseringsförmåga. I inre Svealand och Norrland är surstötter i samband med snösmältning således vanligt eftersom stora mängder smältvatten då snabbt transporteras till vattendragen.
- Vattenmagasinens omsättningstid. I sjöar och små vattendrag med kort omsättningstid dämpas inte surstötter genom utspädning.

På grundval av den riksomfattande sjöinventering som gjordes vintern 1985 uppskattades att ca 21 500 av Sveriges närmare 85 000 sjöar var så sura (alkaliniteten $< 50 \mu\text{mol}_c \text{ l}^{-1}$) att känsliga arter som mört och flodkräbba inte kan föröka sig. Ungefär 4 500 sjöar beräknas vara så sura att fiskfaunan är helt utslagen. Vid motsvarande inventering vintern 1990 konstaterade man att drygt 45 % av sjöarna hade ett pH-värde under 6. Av dessa hade mer än 6 000 sjöar ett pH-värde lägre än 5 (Bernes, 1991).

Generellt sett är sjöarnas pH-värde och alkalinitet lägre i södra Sverige än i norr. I södra Sverige anses den sura depositionen vara huvudorsaken till att så många sjöar är försurade. I Kronobergs, Hallands och Värmlands län är mer än hälften av sjöarna drabbade. Många av de sjöar i norra Sverige som har lågt pH-värde eller alkalinitet är naturligt sura. Stora arealer fattiga eller ordinära torvmarker inom sjöarnas tillrinningsområden medför att stora mängder organiska syror tillförs sjön, vilket bidrar till sänkt pH. Brunfärgade, humusrika sjöar har ofta ett naturligt pH-värde kring 5 och ingen eller mycket låg alkalinitet.

Omkring 120 000 km rinnande vatten (ca 40 % av allt rinnande vatten i Sverige) beräknas vara så försurade att skador på livet i dessa vatten kan uppkomma (Bernes, 1991). Det är då främst

de små vattendragen som drabbats. Alkaliniteten i många vattendrag har sjunkit till värden strax över noll. Även om pH ligger över 5,5-6,0 i normala fall så räcker inte alkaliniteten till för att buffra stora nederbördsmängder och pH-värdet kan minska dramatiskt vid exempelvis snösmältning. I många skogsbäckar i Syd- och Mellansverige är pH-värdet således ofta under 4,5 i samband med snösmältningen. Halten av toxiska Al-föreningar i vattnet ökar i samband med dessa surstötter. Sådana surstötter orsakar ofta stor skada på både flora och fauna i vattendragen (Henriksen m.fl., 1984). Det är de små vattendragen och sjöarna i de övre delarna av vattendragssystemen som drabbats hårdast av försurningen. Jordtäckena är här oftast tunna och urlakade med mycket låg buffertkapacitet. I västkustlänen har försurningen drabbat vattendragen särskilt hårt. Här skulle så gott som alla fiskbestånd vara utslagna i vattendrag belägna högre än 80 m över havet om inte sjö- och vattendragskalkning utförts. Längre ner i vattendragssystemen är de lösa jordavlagringarna mäktigare och finkornigare och har således en högre buffertkapacitet. Vid de större å- och älvmynningsarna är pH-värdet endast i undantagsfall lägre än 6.

Liksom för grundvattnet observerades en ökning av sulfathalten i många sjöar och vattendrag fram till slutet av 1970-talet. Samtidigt minskade alkaliniteten och pH-värdena. Efter 1980 har man dock noterat en rätt kraftig nedgång i sulfathalt och baskatjonhalter. Alkaliniteten i vattendragen har haft en uppåtgående trend sedan 1985, medan pH-värdena i stort sett varit oförändrade sedan 1971 (Wiederholm, 1996). I södra Sverige observeras i vissa vattendrag en långsiktig uppgång av nitrathalten. Wiklander m.fl. (1991) rapporterade att ett skogsbeklätt avrinningsområde på Söderåsen i Skåne läckte i medeltal $9,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Huvuddelen av detta kväve utgjordes av nitrat. I Sverige och många andra delar av Europa ökar betydelsen av kvävenedfallet för aciditeten i ytvattnen (Henriksen & Brakke, 1988; Henriksen m.fl., 1988; Wright & Hauhs, 1991).

Den uppgång i kvävetransporterna som noterades i vattendragen under 1980-talet var till stor del klimatbetingad. Nederbörden var då relativt hög vilket gynnade kväveutlakningen. Grimvall & Stålnacke (1996) har visat att om kvävetransporten flödesnormaliseras så finns det ingen uttalad trend i transporten av kväve i våra vattendrag under perioden 1970-1995.

14.4 0-alternativets överensstämmelse med de skogspolitiska intentionerna

Ett 0-alternativ, d.v.s. inga kalknings- eller vitaliseringsåtgärder, strider mot de delar i det skogspolitiska miljömålet och skogsvårdslagen som berör bevarandet av skogsmarkens produktionsförmåga och den biologiska mångfalden i skogen. På sikt kan möjligen ett 0-alternativ även strida mot avkastningsmålet eftersom det finns en viss risk att skogsproduktion kan påverkas negativt på grund av minskningen av skogsmarkens produktionsförmåga.

Riksdagen beslutade 1993 om en ny skogspolitik där miljömålet och produktionsmålet jämfördes. De två målen beskrevs på följande sätt i regeringens proposition 1992/93:226:

Miljömålet

”Skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga skall bevaras. En biologisk mångfald och genetisk variation i skogen skall säkras. Skogen skall brukas så att växt- och djurarter som naturligt hör hemma i skogen ges förutsättningar att fortleva under naturliga betingelser och i livskraftiga bestånd. Hotade arter och naturtyper skall skyddas. Skogens kulturmiljövärden samt dess estetiska och sociala värden skall värnas.”

Produktionsmålet

”Skogen och skogsmarken skall utnyttjas effektivt och ansvarsfullt så att den ger en uthålligt god avkastning. Skogsproduktionens inriktning skall ge handlingsfrihet i fråga om användningen av vad skogen producerar.”

I texten ovan för miljömålet och produktionsmålet har vi strukit under de meningar som ett nollalternativ kan strida mot. Den biologiska mångfalden liksom den genetiska variationen har till viss del redan minskat och en fortsatt minskning kan förväntas. Vissa flora- och faunaarter är således redan hotade av markförsurningen och kan bara överleva om markens buffringsförmåga återställs inom en snar framtid. En slutsats är således att 0-alternativet inte lever upp till de skogspolitiska ambitionerna. Inte heller målet om uthållig avkastning är uppfyllt genom 0-alternativet. Någon produktionsminskning för skogsträden har [visserligen](#) ännu ej observerats, inte ens på de mest försurade markerna i Sverige. [Vi bedömer dock att det finns en viss risk att skogsproduktionen kan minska på lång sikt om markförsurningen får fortgå utan motverkande åtgärder \(se avsnitt 14.1\).](#)

I själva lagtexten (skogsvårdslagen, 1993:553) står det bl.a. i paragraf 1 (Skogsskötselns allmänna inriktning):

”Skogen är en nationell tillgång som skall skötas så att den uthålligt ger en god avkastning samtidigt som den biologiska mångfalden behålls.”

Ett nollalternativ strider således mot denna paragraf. Skogsmarkskalkning eller vitalisering kan dock också medföra effekter som strider mot denna lagtext (se avsnitt 10-13).

15. Bedömning av långsiktiga konsekvenser av SVO's åtgärdsprogram

Vi bedömer att de huvudmål som Skogsstyrelsen satt upp för kalknings- och vitaliseringsverksamheten till stor del kan uppfyllas på lång sikt om åtgärderna utförs med stor omtanke till skyddsvärda biotoper och komplementeras med viss våtmarkskalkning för att minska Al-utlakningen till sjöar och vattendrag. Vitalisering, enligt Skogsstyrelsens koncept, har förmodligen mer positiva effekter på lång sikt än ensidig kalkning.

15.1 Måluppfyllelse

15.1.1 Uthållig produktionsförmåga

Begreppet uthållig produktionsförmåga är ett vagt definierat begrepp och kan inte anses vara synonymt med bonitetsbegreppet så som det tillämpas eller uthållig markanvändning. Det är inte vår avsikt att här föra en begreppsdiskussion men vill ändå betona att i uthållighetsbegreppet ligger intentionen att sköta skogarna så att framtida produktion inte äventyras. Med detta som bakgrund är slutsatsen att åtgärdsprogrammet vad gäller kalkning och vitalisering innebär måluppfyllelse. Vår bedömning är att träden, via marklösningen, tar upp näringsämnen från markens utbytessystem (baskatjoner) och att det således är angeläget att långsiktigt motverka utarmningen av detta förråd. Försurad mark har dessutom mest sannolikt ett reducerat utbud av växttillgängliga näringsämnen via omsättningen av organiskt material. Vidare kan tillgängligheten av P i podsolernas B-horisonter sjunka vid pH-minskning.

Ett sätt att motverka förurning är recirkulering av aska från biobränsle-anläggningar. En viktig aspekt är att vitaliseringsmedlet skall vara allsidigt sammansatt. Det bör dock också poängteras att askåterföring inte är enda möjligheten. Förutom möjlig användning av andra allsidigt sammansatta vitaliseringsmedel finns också möjlighet att anpassa trädslagsval, skogsskötsel och biomassaavgång så att baskatjonbudgeten blir bättre balanserad (avsnitt 17.1 och 17.2). Den föreslagna dosen om 2 ton aska per ha är tillräcklig för att kompensera förlusterna genom skörd. En genomsnittligt skörd under en rotationsperiod motsvarar ca 300 m³ stambiomassa per ha, dvs ca 1,0 - 1,5 ton aska.

Kalkning och askåterföring kan på kort sikt ge upphov till tillväxtnedsättning på lägre bonitet och tillväxtökning på högre bonitet. Detta är sannolikast mest kopplat till temporära pH-effekter på immobilisering resp mineralisering av N. Andersson m.fl. (1996) utvärderade kalkförsök och drog slutsatsen att för tall kan tillväxtminskningarna uppgå 5-20% under 15-20 år. Även gran uppvisar en tillväxtminskning på låga boniteter. Med stigande bonitet blir den kortvarigare och kan helt utebli. Ofta övergår det till en tillväxtökning. Dessa kalkeffekter har ingen relevans för skogsmarkens uthålliga produktionsförmåga. Visserligen kan tillväxten sjunka, men det är temporärt och beror på tillfälliga förluster av tillgängligt N genom immobilisering. Detta kväve kommer dock förr eller senare att mineraliseras och då komma beståndet till godo. Tillväxtnedsättningarna är därför oftast relativt kortvariga och kan vändas till tillväxtökningar.

15.1.2 Vitalitet

Risken för vitalitetsnedsättning på grund av nuvarande förurning och näringsobalans bedöms som låg. Dock finns en långsiktig risk. Försöken i Skogaby, Halland, har visat att stora mängder N kan tillföras innan beståndens vitalitet nedsätts. Åtgärdsprogrammet vad gäller vitalisering innebär måluppfyllelse på lång sikt. I likhet med vad som gäller för målet om uthållig produktion torde kravet vara ett allsidigt sammansatt vitaliseringsmedel och att askåterföring inte är enda möjligheten.

Kalkning kan dock öka risken för rotröta. Stenlid och Bendz-Hellgren (1996) konstaterade efter en rotröteinventering att infektionsprocessen för rotröta endast påverkas långsamt av kalkning. I det korta perspektivet överskuggas därför kalkningseffekterna av skogsskötsel. I ett längre perspektiv (mer än 10 år) finns risk för en ökad rotrötespridning i kalkade skogsområden. Observationer i flera länder visar att rötfrekvensen i naturliga bestånd på kalkrika jordar är högre än på sura jordar. Rotröta minskar tillväxten och nedsätter kvaliteten på veden. Emellertid avser kalkningsåtgärden enligt Skogsstyrelsens program inte att höja pH kraftigt eller att omvandla jorden till karbonatjord. Syftet är att motverka ytterligare förurning. Risken för påtaglig ökning i rotröteinfektion måste därför betraktas som liten.

15.1.3 Vattenkvalitet

Åtgärdsprogrammets förslag på kalkning resp. vitalisering kommer att resultera i en pH höjning som i humuslagret kan uppgå till 0,5 - 1 pH enhet men i B-horisonerna knappast mer än 0,1 - 0,2 pH-enheter. Medan effekten är tämligen omedelbar i humusskiktet kan det ta 2 - 3 decennier innan effekten är märkbar i B-horisonerna. Varaktigheten kan uppskattas till ca. 30 år. Åtgärderna kommer knappast att direkt påverka lösligheten av Al i B-horisonerna i nämnvärd omfattning. Emellertid är målet inte detta, utan att skapa en buffert som motverkar fortsatt nedgång av pH och att läckaget av Al till yt- och grundvatten skall minska. Om syrabelastningen därigenom reduceras är det rimligt att den naturliga vittringen i mineraljorden med tiden lyfter pH-värden och basmättnadsgrad. Nihlgård m.fl. (1996a) drar med stöd av Naturvårdsverkets försöksverksamhet med skogsmarkskalkning slutsatsen att doseringar i storleksordningen 2 ton vedaska per ha samt 3-5 ton dolomitkalksten eller industrikalk per ha har en varaktig effekt på markkemin i minst några årtionden utan att orsaka chockeffekter. Vi har inte funnit något som motsäger denna slutsats.

Försök med skogsmarkskalkning visar att aciditeten och aluminiumhalten i avrinningsvattnet kan reduceras mycket snabbt och kraftigt om även utströmningsområdena behandlats. Effekten förefaller att vara rätt kortlivad och tycks klinga ut inom ett decennium. Denna erfarenhet står delvis i kontrast mot vetenskapen om kalkningens ringa pH-effekter och långsamma respons i mineraljorden. Förklaringen är att upplösningen av kalksten går fortare i utströmnings-områdena med hög fuktighet och mycket organiskt material.

Om skogsmarkskalkningen utförs så att endast inströmningsområden behandlas blir effekten på pH och Al-koncentration i det avrinnande vattnet ofta ganska liten. Graden av måluppfyllelse är därför i detta avseende rätt låg. Om kalkningen däremot även utförs på fuktigare partier eller kombineras med våtmarkskalkning minskar aciditeten i ytvattnet snabbare och mer påtagligt. **Våtmarkskalkning dämpar dessutom surstötter under högflöden. I**

ett policydokument om våtmarkskalkning rekommenderar dock Naturvårdsverket en viss återhållsamhet med våtmarkskalkning eftersom markvegetationen skadas. Kalkning av våtmarker bör, enligt Naturvårdsverket, enbart tillåtas där denna kalkning inte skadar marker som är klassade som värdefulla ur naturvårdssynpunkt (Svensson & Löfroth, 1994).

Det kan ifrågasättas om inte kalkning enbart i utströmningsområden vore en mer effektiv metod att reglera aciditet i ytvatten, än kalkningen inom hela avrinningsområden inklusive inströmningsområden. Mot detta kan invändas att kalkningen även fyller andra syften och att dessa inte tillgodoses om åtgärden begränsas areellt på detta sätt. Dessutom medför kalkning på inströmningsområdena att den sura nederbörden buffras, så att aciditeten i grundvattnet från inströmningsområdena på sikt inte ökar eller t.o.m. minskar något. Detta skulle kunna medföra att utströmningsområdena inte behöver kalkas lika frekvent eller med så höga doser som dagens praxis för att uppehålla vattenkvaliteten i våra sjöar och vattendrag.

För att uppfylla åtgärdsprogrammets delmål att minska skogsmarkens läckage av bl.a. aluminium till yt- och grundvatten krävs således att kalk eller aska inte enbart sprids på inströmningsområden. Eventuellt måste även våtmarkskalkning (högre doser än skogsmarkskalkning) utföras, liksom kalkning direkt i vattendragen, för att uppnå snabb och fullgod effekt.

15.1.4 Flora och fauna

Den sura depositionen bedöms innebära en likriktning och utarmning av vegetationen samt terrestrisk och akvatisk fauna. Orsakssammanhanget är ändringar av markens aciditet samt följd effekter av detta, t ex mobilitet och upptag av ämnen i skadliga koncentrationer. Kalkning resp. vitalisering kan förväntas öka artantalet men effekten varierar mellan arter och några arter missgynnas. En samlad bedömning är dock att åtgärdsprogrammet uppfyller målet att motverka försurningens negativa effekter på flora och fauna. En diskussion bör inte bara inrikta sig mot speciellt skyddsvärda biotoper eller känsliga och sparsamt förekommande arter utan även mot triviala arter och vanliga ståndortstyper. Försurningens fara ligger i att den är generell och drabbar all mark mer eller mindre. Detta får konsekvenser för all typ av vegetation och ytterst för de predatorer som ligger sent i näringskedjan. Ett exempel på en sådan generell bred förändring av miljön är den äggskaletförtunning som noterats. Det är vår bedömning att en allmän nedgång av pH och basmättnadsgrad därför inte är förenligt med målen om uthållig markanvändning.

Kalkning och vitalisering bör emellertid inte tillämpas på all mark. Kväverika (låg C/N-kvot) bör undantas eftersom kalkning där kan starkt gynna vissa kväveväxter på andra arters bekostnad. Likaledes bör speciellt artrika biotoper undantas. Detta bör i princip inte innebära någon konflikt med åtgärdsprogrammet eftersom dessa lokaler i regel har högt pH och hög basmättnadsgrad eller hör till högväxtstyper eller alkärr och sumpskog vilka är undantagna i programmet. Även en del torra marker på grova jordar bör undantas. På dessa kan kalkning få oönskade effekter på utbredning av ris och olika lavararter.

Med utgångspunkt i regeringspropositionen inför skogsvårdslagen 1992/93 (jfr. Punkt 9.4) förefaller effekten av kalkningen strida mot målet att bevara "naturgivna" förhållanden. Utan att tillräckliga fältdata föreligger är det omöjligt att bedöma om förändringen är större än den som sker till följd av försurningen. Under alla omständigheter bör nyckelbiotoper totalt undantas, och tillräcklig andel av övrig skogsmark lämnas okalkade i linje med samma

försiktighetsprinciper som fastslagits i Naturvårdsverkets utredning (1997) *Skydd av skogsmark*, och Skogsstyrelsens *Miljökonsekvensbeskrivning av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation* (Egnell m.fl., 1998).

Den s.k. Älvsborgssjukan hos älg som främst observerats i södra delen av Älvsborgs län har av vissa forskare (Frank m.fl., 1994; Frank, 1998) föreslagits indirekt bero på kalkningsverksamhet på skogsmark, våtmarker och sjöar (se avsnitt 11.2.2). Vår bedömning är dock att bilden inte är entydig och att det är mindre sannolikt att kalkningen har orsakat skadorna.

16. Gällande lagföreskrifter för kalkning och vitalisering

Det är i första hand i Skogsvårdslagen och Naturvårdslagen som det finns regler som kan vara tillämpliga vid kalkning och vitalisering av skogsmark. Även andra lagar kan i vissa fall vara tillämpliga men då gäller det ofta andra aspekter t ex arbetsmiljöfrågor. Sådana lagar är exempelvis Miljöskyddslagen och Lagen om kemiska produkter.

16.1 Skogsvårdslagen

Skogsvårdslagen (SVL) ger allmänna bestämmelser för skogsskötselns inriktning. I föreskriften till § 1 står att:

- "Skogen är en nationell tillgång som skall skötas så att den uthålligt ger en god avkastning samtidigt som den biologiska mångfalden behålls".

Skogsvårdslagen är den lag som i första hand anger vilka regler som gäller vid åtgärder i skog och skogsmark. I föreskrifterna till § 30 står det bl. a. att:

- "På skogliga impediment som är större än 0,1 hektar gäller förbud mot avverkning, skogsvårdsåtgärder, och gödsling."
- "Skador till följd av skogsbruksåtgärder skall undvikas eller begränsas i eller invid hänsynskrävande biotoper och värdefulla kulturmiljöer i skogen."
- "Skador till följd av skogsbruksåtgärder skall undvikas eller begränsas för växt- och djurarter som enligt Statens naturvårdsverk är akut hotade, sårbara, sällsynta eller hänsynskrävande. Detsamma gäller för växt- och djurarter som är ovanliga inom regionen."
- "Skador till följd av skogsbruksåtgärder skall undvikas eller begränsas på mark och vatten. Vid avverkning skall näringsläckage till sjöar och vattendrag begränsas. När skogsgödsling, skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödsling utförs, skall det ske så att skador på miljön undviks eller begränsas. När träddeklar utöver stamvirke tas ut ur skogen, skall det ske så att skador inte uppstår på skogsmarkens långsiktiga näringsbalans."

I SVL § 32 fastslås att "Regeringen eller den myndighet som regeringen bestämmer får föreskriva att det i ärenden enligt denna lag skall finnas miljökonsekvensbeskrivningar som gör det möjligt att bedöma vilken inverkan nya metoder för skogens skötsel och nya skogsodlingsmaterial har på miljön. Föreskrifterna får innebära att en sådan beskrivning skall upprättas av den som avser att använda en ny metod eller ett nytt skogsodlingsmaterial."

16.2 Naturvårdslagen

Naturvårdslagen har i stort samma inriktning som SVL och "när lika långt" när det gäller att begränsa vilka åtgärder som får utföras. I § 20 i Naturvårdslagen anges att samråd ska ske innan arbetsföretag utförs som kan "komma att väsentligt ändra naturmiljön". För s.k. skogliga arbetsföretag (dit kalkning och vitaliseringsgödsling bör räknas) skall samrådet ske med sektorsmyndigheten d.v.s. skogsvårdsstyrelsen.

16.3 Miljöskyddslagen och Lagen om kemiska produkter

I Miljöskyddslagen finns regler som kan vara tillämpliga beträffande hantering, transport och eventuellt också spridning av kalk och vitaliseringsgödselmedel. Normalt bör dock SVL och NVL tillämpas.

I Lagen om kemiska produkter finns regler om hantering m.m. inklusive arbetsmiljöaspekter. Dessa kan vara aktuella vid hantering av kalk och vitaliseringsgödselmedel. Speciellt gäller det om aska används eftersom den kan ha egenskaper som gör den svårhanterlig ur arbetsmiljösynpunkt.

När det gäller den nya miljöbalken står ju SVL utanför den. Enligt de upplysningar vi fått innebär inte den nya miljöbalken några förändringar vad gäller kalkning och vitalisering.

17. Bedömning av alternativa åtgärder och deras effekter

Markberedning, hyggesbränning, trädslagsval och minskat biomassa-uttag nämns ibland som alternativ till vitalisering eller kalkning. I södra Sverige kan dessa alternativa åtgärderna sammantaget inte uthålligt neutralisera den sura depositionen eller kompensera för de baskatjonförluster som skogsmarken erhåller i samband med det sura nedfallet samt stamveds- eller helträdsskörd. Alternativen kan dock vara komplement till vitalisering eller kalkning.

Förutom kalkning och vitaliseringsgödsling finns det andra alternativa åtgärder som eventuellt, enskilt eller i kombination, kan uppfylla delar av något eller flera av de fyra huvudmål som Skogsstyrelsen satt upp i sitt åtgärdsprogram.

17.1 Anpassning av skogsskötsel

17.1.1 Markberedning

Markberedning i form av plöjning, harvning eller fläckmarkberedning har både positiva och negativa effekter på skogsmiljön. Riskerna för ökad utlakning av växt-näringsämnen samt minskad humusmängd i marken är faktorer som talar mot markberedning. En lindrig markberedning kan dock på vissa ståndorter vara ett komplement till vitalisering eller kalkning.

Markberedning är en skogsskötselmetod som diskuterats som en möjlig åtgärd att omfördela surheten i markprofilen och öka omsättningen av baskatjoner i den svenska skogsmarken. Metoden har använts sedan 1960-talet i samband med etablering av nya bestånd och visat sig befrämja såväl plantornas etablering som tillväxt. Användning av markberedning kulminerade i slutet av 1980-talet då ca 90% av den föryngrade skogsmarksarealen markbereddes. Därefter minskade användningen successivt fram till 1994 (ca 50 % av föryngrad areal) men ökade därefter igen. I dag markbereds ca 70 % av den slutavverkade skogsmarksarealen (Anon., 1997b).

En markberedning kan utföras på olika sätt. Gemensamt för samtliga markberedningsmetoder är att humuslagret störs. Det kan flås av i rutor och läggas med ovasidan ned vid sidan av rutan (fläckmarkberedning) eller blandas med mineraljord och läggas upp i en sträng vid sidan av harvfåran (harvning). Vid mineraljordshög på omvänd torva, kraftig harvning eller vid plöjning läggs dessutom mineraljord över det omvända humuslagret. Vid inversmetoden vänds markprofilen upp och ned så att humuslagret hamnar längst ned i marken och mineraljorden i markytan.

Det faktum att man med markberedning åstadkommer en blandning av humus och

mineraljord eller en omvändning av markprofilen så att mineraljorden hamnar i ytan innebär att surheten i markprofilen omfördelas. Orsaken till detta är att pH-värdet i en ostörd markprofil normalt ökar med djupet i profilen, dvs humuslagret är surare än underliggande mineraljord. Markberedning resulterar därmed i att markytan får ett högre pH-värde än normalt. Hur detta påverkar markförsurningens utveckling har vi i dag dock mycket dålig kunskap om då de bestånd som är anlagda på markberedd mark är relativt unga. Klart är dock att den sura nederbörden hamnar i en mindre sur miljö på markberedda hyggen än på ostörda hyggen. Vidare exponeras mineraljorden för en surare miljö än tidigare dels via kontakten med den sura nederbörden och dels genom blandningen med humus. Detta kan betyda att vittringen ökar och därmed markens buffrande förmåga mot försurning. Det faktum att mineraljorden exponeras för en surare miljö än normalt kan emellertid också leda till ökad löslighet av tungmetaller som finns lagrade i mineraljorden (Tikkanen, 1988). Förhöjda halter av tungmetaller i bl.a. markvegetation och björklöv har också uppmätts i finska studier efter markberedning (Leinonen 1989).

En tänkbar negativ effekt av markberedning på markförsurningens utveckling är en ökad nitratbildning som är en försurande process. Studier har visat att markberedning kraftigt stimulerar kväveminaliseringen och nitratbildningen i det nedbäddade humuslagret de första åren efter ingreppet (Lundmark, 1985; Lundmark & Nömmik, 1984). Ökningen av nitratkvävet antas bero på att humusen blandas med mineraljord och därmed får ett högre pH-värde som stimulerar omvandlingen av ammoniumkväve till nitratkväve. I många studier har även förhöjda halter av oorganiskt kväve uppmätts i markvattnet ett flertal år efter markberedning (Rosén & Lundmark-Thelin, 1986; Lundmark-Thelin, 1988). Kubin (1995) fann att hyggesplöjning i Finland resulterade i ökade halter av oorganiskt kväve i grundvattnet de första sex åren efter behandlingens utförande. Forskningsresultaten rörande markberedningens inverkan på mängden växttillgängligt kväve och därmed risken för kväveutlakning är i dag dock inte entydiga. Även om man i de ovan refererade svenska studierna sett en kraftig ökning av nitratkväve i markvattnet efter markberedning har man i andra studier uppmätt små eller inga effekter av markberedning (Örlander m.fl. 1997; Ring, 1996). I de senare studierna har emellertid annan teknik för insamling av markvatten använts (undertryckslysimetrar i stället för s.k. 0-lysimetrar). Dessutom har markvattnet på markberedda ytor insamlats enbart djupt ned i markprofilen (40-50 cm). Den samlade bedömningen av dagens kunskapsläge är därför att markberedning ger upphov till kraftigt förhöjda halter av oorganiskt kväve i markvattnet som lämnar humusskiktet. På större djup tycks denna effekt ej uppträda. Ytterligare forskning krävs på detta område för att bringa klarhet i frågan.

Markberedningens eventuella positiva eller negativa effekter på försurningens utveckling i svensk skogsmark måste också vägas mot andra verkningar av ingreppet. Det faktum att markberedning resulterar i att humus, eventuella avverkningsrester och markvegetation nedbäddas under humus och mineraljord medför förändrat mikroklimat för de nedbrytande organismerna. Nedbäddandet medför att det organiska materialet skyddas mot uttorkande vindar samtidigt som temperaturen inte överstiger optimum för de nedbrytande organismerna vilket kan inträffa i markytan på ett hygge under soliga sommar dagar. Dessa förändringar i mikroklimatet stimulerar de nedbrytande mikroorganismernas aktivitet vilket påskyndar nedbrytningen av det organiska materialet (Kauppi & Lähde, 1975; Johansson, 1987; 1991 & 1992; Lundmark-Thelin & Johansson, 1997). Även blandningen av det organiska materialet med mineraljord kan bidra till att nedbrytningen går fortare (Strotzky, 1966a; 1966b).

Som en följd av den ökande nedbrytningshastigheten hos det organiska materialet frigörs dess bundna näringskapital snabbare. Detta framgår tydligt av de studier som följt näringsfrigörelsen hos nedbäddade avverkningsrester på markberedda hyggen (Johansson, 1987; 1991 & 1992; Lundmark-Thelin & Johansson, 1997). Även de studier som ovan redogjorts för beträffande markberedningens stimulerande effekt på kväve mineraliseringen hos nedbäddad humus utgör ett tänkbart hot mot ståndortens långsiktiga produktionsförmåga. Det faktum att nitratkväve är lätttrörligt i marken innebär en ökad risk för utlakning av kväve från ståndorten som på sikt kan påverka markens bördighet i negativ riktning. Eventuella utlakningsförluster av näring till följd av markberedning utgör dock ett större hot mot ståndortens långsiktiga produktionsförmåga på näringsfattiga marker.

Den snabbare nedbrytningen av organiskt material som markberedning resulterar i kan också på sikt leda till att skogsmarkens förråd av organiskt material minskar. Detta gäller dock under förutsättning att markberedning inte resulterar i en kraftigt ökad produktion av organiskt material. Vi vet att tillväxten de första 5-10 åren efter plantering är högre på markberedda ytor än på obehandlad mark (Lundmark, 1977 & 1985; Hunt, 1987). Om denna tillväxtökning är varaktig under hela omloppstiden återstår att se. Resultaten från de undersökningar som i dag finns att tillgå pekar i olika riktningar. Undersökningar utförda av Lundmark (1977) och Skagelid och Johansson (1983) tyder på att tillväxten på svagare marker efter kraftiga markberedningar avtar på sikt och blir t.o.m. lägre än på obehandlad mark. Egnell m.fl. (1991) fann däremot efter revision av gamla fältförsök ingen lägre produktion på ytor markberedda med hacka jämfört med ytor utan markberedning. Det är dock okänt hur kraftig denna manuella markberedningsmetod var i jämförelse med dagens mekaniserade metoder.

17.1.2 Hyggesbränning

Hyggesbränning ökar markens pH-värde och buffertkapacitet, men ökad utlakning av baskatjoner och eventuellt minskat humusförråd är negativa effekter som kan överväga de positiva.

Under bränningsprocessen bildas oxider av metaller i humuslagret vilka successivt omvandlas till karbonater under inverkan av fukt och koldioxid. Bildade oxider och karbonater har stark basisk verkan. En litteratursammanställning av markkemiska effekter av skogs- och hyggesbränder har utförts av Ring (1997). Enligt denna visar flera undersökningar på pH-förhöjningar i den övre delen av humuslagret (förmultningshorisonten) med 2 enheter eller mer men väsentligt lägre förhöjningar i den nedre delen (humusämneslagret), t ex för Sverige Ugglå (1957), för Norge Skoklefald (1973) samt för Finland Pietikäinen & Fritze (1993). Det förhöjda pH-värdet minskar med tiden men det kan ta flera 10-tals år innan värdet återgått till ursprungligt värde. Den långsiktiga effekten av skogs- och hyggesbränder bör bli att baskatjoner lakas ut i avrinnande vatten i högre grad. Renberg et al. (1993) har visat att svedjebruket som tidigare förekom i Sverige ökade pH i flera sjöar i södra Sverige med ca. 1 pH-enhet. En slutsats av ovanstående är att bränning således temporärt visserligen ökar pH i mark och vatten men att inga ”nya” basiska ämnen tillförs och att den ökade utlakning därför i sig innebär ökad försurning. Bränning som vapen mot markförsurning är därför ingen lämplig metod.

17.1.3 Trädslagsval

En ökad lövskogsinblandning medför att pH-värdet och baskatjoninnehållet blir högre i de övre markhorisonterna jämfört med rena barrskogsbestånd. Lövträden har således en positiv inverkan på markens syra-basstatus, men kan i södra Sverige inte fullt ut motverka den del av markförsurningen som orsakas av luftföroreningar.

Trädslaget utövar ett påtagligt inflytande på markmiljön vilket är kopplat till dess biologiska egenskaper. I försurningssammanhang har trädslagets inverkan på markens syra-basstatus rönt stort intresse. Eftersom ett ökat lövträdsinslag visats resultera i mindre sura marker har en ökad lövskogsinblandning, av främst björk, setts som en möjlig motåtgärd mot markförsurning. Bilden är entydig när det gäller pH-värdet i marken under barr- och lövträd. Genomgående har rapporterats att lövträdsmarken är mindre sur än marken under barrträd (Raunkier, 1922; Ovington, 1953; Nihlgård, 1971; Bråkenhielm, 1977; Frank m.fl., 1982; Troedsson, 1982; 1983; Mikola, 1985; Lundmark & Johansson, 1986; Lundmark, 1988). Vanligtvis har björkbestånd ca 0,5-1 enhet högre pH-värde i humusskiktet jämfört med granbestånd. För mineraljordens övre del uppgår motsvarande skillnad till ca 0,3-0,7 pH-enheter. Även för andra lövträd (asp, bok och ek) har ungefär samma pH-skillnader konstaterats vid jämförelse med barrskogsmark (Ovington, 1953; Nihlgård, 1971; Frank m.fl., 1982). Denna skillnad i pH kvarstår även när undersökningar som ej utförts på samma marktyp (parvisa undersökningar) utesluts ur jämförelsen. Det kan därför uteslutas att den observerade pH-skillnaden beror på att de olika trädslagen delvis växer på olika mark.

Förutom de pH-skillnader som konstaterats mellan barr- och lövskogsmark föreligger även skillnader i halten utbytbara joner. Studier där den markkemiska utvecklingen följts i bestånd anlagda på samma marktyp visar att lövbestånd (björk, al och bok) jämfört med granbestånd generellt har högre basmättnadsgrad och högre halter av utbytbara baskatjoner (Nihlgård, 1971; Bråkenhielm, 1977; Frank m.fl., 1982; Lundmark & Johansson, 1986). Vidare har lägre pH och högre koncentrationer av bl.a. aluminium, kalcium och magnesium uppmätts i markvattnet under gran än under björk och bok (bl.a. Bergkvist m.fl., 1987; Bergkvist, 1995). Detta indikerar att metallutlakningen, och därmed försurningshastigheten, är större i granbestånd än i lövbestånd.

Lövträdens positiva inverkan på markens försurningsutveckling har tillskrivits dess förnå-egenskaper (produktion, kemi och nedbrytning), växtnäringssupptag, rötternas fördelning i markprofilen, tillväxthastighet och produktion men även trädskronornas täthet, beskuggning av markytan samt uppfångande förmåga av nederbörd och filtrering av luftföroreningar (Liljelund m.fl., 1986; Lundmark & Johansson, 1986; Lundmark, 1988). På samma marktyp har lövförnå relativt barrförnå vanligtvis högre pH, buffringsförmåga, näringsinnehåll och åtminstone initialt en högre nedbrytningshastighet (Hesselman, 1926; Nykvist, 1959; 1961a,b; 1963; Mikola, 1985; Johansson, 1986; 1995). Innehållet av s.k. basiska ämnen i björklövsförnå överstiger vida innehållet i tallens barrförnå. På samma ståndort kan halten av kalium och magnesium vara 5-10 gånger högre och kalciumhalten 2 gånger högre i björklövsförnå jämfört med tallbarrsförnå (Aarnio, 1935; Berg & Staaf, 1981; Johansson,

1982; 1984). Även jämfört med granens barrförna är björklövsförnans halter vanligtvis högre men skillnaden är betydligt mindre (Johansson, 1986; 1995). Skillnaden är särskilt liten vad gäller kalciumhalten som på kalkhaltig mark kan vara lika hög eller t.o.m. högre i granbarrsförna än i lövförnor från björk och bok (Muller, 1934; Johansson, 1995). Att gran har ett högt innehåll av kalcium på kalkrik mark är ett känt faktum (Kartusch, 1991; Alriksson & Eriksson, 1998a). Det antas bl.a. bero på att granen har fler barrårgångar och därmed äldre barr än t.ex. tall och att koncentrationen ökar ju äldre barren blir eftersom kalcium är ett relativt immobilt näringsämne som inte i någon större utsträckning dras tillbaka från barren (Linder, 1995).

Det höga baskatjoninnehållet i björkens förna medför att tillförseln av basiska ämnen till markytan via det årliga föna-fallet vanligtvis blir större i björkbestånd än i barrbestånd. Med fallförnan (barr/löv och övriga trädfraktioner) tillförs ungefär dubbelt så mycket kalcium, kalium och magnesium i björk- jämfört med tallbestånd (Viro, 1955; Mork, 1942). Motsvarande jämförelse mellan björk och gran visar att björkbestånden tillförs 25-600% mer kalium och 50-400% mer magnesium än granbestånden. För kalcium är skillnaderna små (10-20%) och tillförseln kan i vissa fall vara större i gran- än i björkbestånd (Mork, 1942; Mikola, 1960; Lundmark & Johansson, 1986; Lundmark, 1988).

Inkluderas även näringstillförseln från markvegetationens förna ökar skillnaderna ytterligare mellan barr- och björkbestånd eftersom björken vanligtvis har en frodigare markvegetation (Lundmark & Johansson, 1986; Johansson, opubl.) som dessutom har ett högt innehåll av bl.a. kalium och kalcium (Johansson, opubl.).

Det faktum att barrträden behåller sina barr även vintertid gör att dess förmåga att samla upp luftföroreningar vida överstiger lövträdens. Speciellt utgör granens täta kronor ett effektivt filter för sura luftföroreningar. Enligt Bergkvist (1995) är atmosfärstillförseln av vätejoner i Skåne 2-8 gånger större till granskog än till bok- eller björkskog. I liknande undersökningar från högbelastade områden i Norge har man funnit att tillskottet av vätejoner kan vara 100% högre under tall och gran jämfört med under björk, samt att skillnaden mellan trädslagen ökar med ökad föroreningsbelastning (Horntvedt m.fl., 1980). När det gäller vätejonstillförseln via växandet, dvs den biologiska förurningen orsakad av växtnäringsupptag, fann Bergkvist (1995) vid undersökning av angränsande bestånd av gran, bok och björk på fem lokaler i norra Skåne att denna tillförsel av vätejoner var ungefär dubbelt så hög i granbestånd som i lövbestånd. Vidare framgick att den biologiska förurningen svarade för ca hälften av markens totala vätejonstillförsel i lövbestånden men maximalt för en tredjedel i granbestånden.

Att den biologiska förurningen är större i granbestånd än i lövbestånd, växande på samma marktyp, är avhängigt av den biologiska produktionen. Det är allmänt känt att volymproduktionen hos björk är lägre än hos gran vid jämförelser på lika ståndorter. Störst är skillnaden i sydvästra Sverige där vårtbjörk i många fall inte uppnår mer än 30-40% av granens volymproduktion. I Svealand och södra Norrland tycks däremot björken kunna producera uppemot 85% av granens volym (Lundmark, 1988). Skillnaderna blir dock mindre om densiteten hos biomassan beaktas eftersom densiteten hos granvirke är ca 30% lägre än hos björkvirke.

Rotsystemets fördelning i markprofilen är ytterligare en faktor att beakta i samband med den naturliga förurningen. En jämförelse av rotsystemen hos björk och gran visar att det förra trädslaget har ett djupare och mer vittförgrenat rotsystem än granen, som har huvuddelen av sina rötter koncentrerade till humusskiktet. Endast ca 5% av granens rötter når djupare ned i

mineraljorden än 20 cm. För björk är motsvarande siffra drygt 30% (Siren, 1955). Detta innebär att syratillskottet till marken i samband med växtnäringsupptag får en större spridning i markprofilen i björkbestånd, dvs fördelas i en större markvolym, samt att syratillskottet i björkbestånd huvudsakligen sker i mineraljorden. Sammantaget kan detta innebära att vittringen i björkbestånd eventuellt neutraliserar det naturliga syratillskottet effektivare än i granbestånd och att näringstillgången genom vittringen blir större.

Allt tyder således på att lövträden har en positiv inverkan på markens syra/basstatus och att ädellövskog har en gynnsammare effekt än björk. Hur utnyttjar vi då på bästa sätt lövträden i förurningsmotverkande syfte? I de delar av landet där klimatet och geologin så medger bör vi verka för att arealen ädellövskogar ökar. Det är angeläget att de betydande arealer ädellövskog som under de senaste årtionden, speciellt under 1960- och 1970-talen, omförts till barrskog nu i samband med avverkningen av barrskogen återbeskogas med ädellövträd. Dessutom bör vi i första hand välja att beskoga nedlagd åkermark med lövträd och välja ädellövträd där detta är möjligt. Klimatet, och det faktum att relativt näringsfattiga moräner dominerar den svenska skogsmarken, gör dock att möjligheten att öka arealen ädellövskogar i landet är begränsad. I de delar av landet där dessa naturliga hinder föreligger för att öka ädellövskogarnas areal kan björkskogsarealen eller björkinblandningen i barrbestånd ökas. Det senare är kanske det mest realistiska handlings sättet mot bakgrund av björkens lägre virkesproduktion i jämförelse med gran (se ovan).

Svenska och finska undersökningar tyder dock på att det krävs en relativt hög björkinblandning i barrbestånd för att uppnå en påtaglig ökning av markens pH-värde. För att åstadkomma en pH-ökning på 0,2-0,3 enheter krävs ett inslag av 50% björk (Troedsson, 1983; Mikola, 1985). I norska undersökningar har emellertid påtagliga positiva effekter på såväl markens aciditet som basmättnadsgrad konstaterats redan vid en björkinblandning på 30% (Frank, m.fl. 1998). Effekten är störst i humuslagret och ned till 5-20 cm i mineraljorden och tilltar med ökande ålder på björken. I likhet med Troedssons undersökning visade den norska undersökningen att den största effekten av björkinslag i barrbestånd erhålls på näringsrika marker med relativt höga pH-värden. På sura, näringsfattiga marker gav inte ens en hög björkinblandning någon nämnvärd effekt vare sig på surhetsgrad eller basmättnad under loppet av 20-30 år. Beräkningar visade att den lägre aciditet som konstaterades i de björkinblandade bestånden motsvarade ett bortfall av 5-25 års surt nedfall. Tilläggas bör också att man i undersökningen fann att en inblandning av björk i barrbestånd befrämjade barrträdens volymproduktion i yngre ålder (så länge träden var under 20 m långa). Författarna till undersökningen rekommenderade en inblandning av 30-50% björk i barrbestånd i syfte att motverka det sura nedfallet.

Vår bedömning är att trädslagsbyte från barrträd till lövträd (björk) inte fullt ut kan lindra skogsmarkens förurning och därmed inte uppfyller Skogsstyrelsens mål med kalknings- och vitaliseringsprogrammet. Denna bedömning styrks av de undersökningar i södra Sverige som visat att en kraftig markförurning även skett under exempelvis bokskog (Falkengren-Grerup, 1992).

17.2 Anpassat biomassaavgång

Skogsmarken försuras även av biomassans växt och skörd. För att hejda markförsurningen genom minskat biomassaavgång krävs dock realistiska skördereduktioner.

Försurningen sker genom sur antropogen atmosfärisk deposition samt genom biomassans växt och skörd. Ett sätt att minska försurningsbelastningen är således att anpassa uttagen av biomassa. Beräkningar av baskatjonförluster (nettobalans) i skogsmark baserade på modellen PROFILE respektive historisk vittring och interpolerade markvattendata från skogliga observationsytor i Älvsborgs, Värmlands och Jönköpings län tyder på de långsiktiga nettominskningarna av baskatjonförråden i medel är knappt 4 cmol_c per m² och år (se även avsnitt 6.3). Förlusterna via biomassans upptag och skörd var samtidigt drygt 4 cmol_c per m² och år. Sammantaget betyder detta att om biomassaavgången skall anpassas så att markförsurningen hejdas så måste uttagen minska 90 - 95%. Minskade biomassaavgång syns därför vara en helt realistisk metod såvida den inte kombineras med andra metoder (t.ex. andra trädslag). Det är också så att biomassaproduktionen har andra miljövärden i form av nettoinbindning av kol i levande vegetation och humus, och således även av denna anledning olämpligt för restriktioner i avsikt att minska försurningstrycket. Variationen mellan ståndorter är betydande och skall biomassaavgången anpassas kräver detta väsentligt ökade kunskaper om olika ståndorters vittring och långsiktiga näringsutbud. Baskatjonbalanser är t.ex. i regel bara utförda för relativt plan mark utan sidotillförsel av näringsämnen med vattenströmmar i marken

17.3 Utbildning

För att långsiktigt upprätthålla ett skogsbruk utformat med hög motståndskraft mot luftföroreningar krävs engagemang och god skoglig/biologisk kompetens på alla nivåer inom skogsbruket. Detta förutsätter hög intensitet i utbildningen.

Det förefaller svårt att med naturliga skogsskötselåtgärder inom rimlig tid förbättra den svenska skogsmarkens syra/basstatus. Vi kan dock fördröja luftföroreningarnas negativa effekter på skogsekosystemet genom lämpligt trädslagsval och skogsskötsel som minskar eller omfördelar depositionen i våra skogar. Genom att bedriva en god mark- och beståndsvård kan vi dessutom öka skogarnas motståndskraft mot luftföroreningar.

För att bedriva detta uppehållande försvar krävs att skogsbrukets åtgärder anpassas till såväl ståndortens naturgivna förutsättningar som dagens rådande miljösituation. Detta innebär produktionsekologiskt grundade skötselprogram där mark- och beståndsvårdande åtgärder utförs med beaktande av den enskilda ståndortens egenskaper. På kraftigt försurad mark, inom områden med hög föroreningsbelastning, finns det dessutom anledning att prioritera

markvården före produktionen. Detta kan ske genom t.ex. anläggning av läbälten av lövskog mot barrbestånd, inblandning av lövträd i barrbestånd eller genom att ha ett systematiskt växelbruk mellan björk- och granskog. För att genomföra detta praktiskt krävs fortsatt utbildning riktad mot enskilda skogsägare, tjänstemän i praktisk skogsverksamhet och studenter inom såväl rent skogliga utbildningar som mer allmänt biologisk/miljöinriktade utbildningsprogram.

17.4 Alternativa kalknings- och vitaliseringsmedel

Ved- och torvaska är de restprodukter som idag anses vara aktuella som kalknings- eller vitaliseringsmedel. Andra industriella restprodukter samt industriellt framställda vitaliseringsmedel kan dock bli intressanta inom en snar framtid förutsatt att de innehåller små mängder av tungmetaller och andra föroreningar.

Det finns en rad kalknings- och vitaliseringsmedel med varierande kemisk sammansättning. En sammanställning över för- och nackdelar för de flesta av dessa olika vitaliseringsmedel har gjorts av Eriksson (1993). Om inget annat anges kommer uppgifterna i 17.4.1 och 17.4.2 från Eriksson (1993).

17.4.1 Kalkningsmedel

Konventionella kalkningsmedel består till största delen av kalciumkarbonat eller magnesiumkarbonat. De kalkningsmedel som används idag är vanligtvis krossad kalksten eller dolomitkalksten. Kornade produkter baserade på dessa material används också. Både kalksten och dolomit har god kalkverkan och ett lågt innehåll av tungmetaller (tabell 17.1). Ur vitaliseringssynpunkt är de emellertid för ensidigt sammansatta.

Andra kalkningsmedel som kan vara av intresse består främst av industriella restprodukter. Vid järn- och stålframställning erhålls restprodukterna masugnsslagg och konverterslagg, vilka båda har hög kalkverkan. Sammansättningen hos dessa slaggar bestäms av de mineral som ingår i malmen och av vilka tillsatser som görs under processens gång. Slaggerna kan innehålla en rad ämnen, men halterna av Ca, Mg och Si är ofta höga. Halten av Al är hög i masugnsslagg, medan Fe-halten är hög i konverterslagg. I båda slaggtyperna är oftast K-halten låg. Fosforhalten kan variera beroende på om fosfor frånskiljs före smältningen i masugnen. Konverterslagg innehåller höga halter av Cr och V.

Mesakalk är en restprodukt från sulfatmassafabriker. Mesakalk delas ofta upp i två fraktioner; mesa och kalkgrus. Båda produkterna innehåller bl.a. kalcit och släckt kalk (Ek, 1996), samt material från grönlut och grönlutslam. Detta medför att mesa och kalkgrus har lite högre halter av bl.a. P och Zn än vad kalksten har. Kalkgrusets kalkverkan kan vara betydligt mindre än i krossad kalksten och mesa p.g.a. den grova kornstorleken (Ek, 1996). Innehållet av Cr kan ibland vara relativt högt i kalkgruset och bör kontrolleras innan spridning.

Tabell 17.1. Kalkverkan (% CaO) och innehåll av vissa makronäringsämnen, mikronäringsämnen, samt tungmetaller i olika kalkningsmedel. Nr 1 = urbergskalksten från Köping (0,2-1,5 mm), Nr 2 = silurkalksten från Storugns (0-3 mm), Nr 3 = kritkalksten från Ignaberga (0,2-1,5 mm), Nr 4 = dolomitsten från Sala (0-1,5 mm), Nr 5 = bränd kalk från Köping (12-25 mm), Nr 6 = släckt kalk från Köping. Data från Eriksson (1993).

	Nr 1	Nr 2	Kalkningsmedel		Nr 5	Nr 6
			Nr 3	Nr 4		
CaO (%)	53	52	53	54	90	66
Ca (%)	37,1	37,5	37,1	21,5	68,1	52,4
Mg (%)	0,8	0,9	0,3	12,1	1,0	0,8
K (%)	0,2	0,3	0,2	-	0,2	<0,1
P (%)	0,01	-	0,04	-	0,02	0,01
S (%)	0,01	0,10	0,02	-	0,02	0,05
Cu (mg kg ⁻¹)	9	1,2	1,6	2	10	10
Mn (mg kg ⁻¹)	-	113	575	990	-	-
Zn (mg kg ⁻¹)	52	6	9	20	15	15
Cd (mg kg ⁻¹)	<0,5	0,031	0,44	<0,5	0,5	<0,5
Cr (mg kg ⁻¹)	13	3,4	1,4	13	25	18
Hg (mg kg ⁻¹)	0,02	0,02	0,007	<0,04	0,08	0,02
Ni (mg kg ⁻¹)	<3	2,5	<2,0	2	12	5
Pb (mg kg ⁻¹)	15	3,5	0,93	<2	<5	<5

Algkalk har bildats av en korallalg och finns ej i Sverige utan måste importeras. I Sverige saluförs den under namnet Algomin, som ibland framhålls som ett allsidigt sammansatt vitaliseringsmedel. Mg-halten är relativt hög (2-3 %), men innehållet av mikronäringsämnen är ungefär densamma som i kalksten. Prismässigt kan det inte konkurrera med konventionella kalkningsmedel.

Olivin är ett silikatmineral med en hög Mg-halt (24-30 % Mg). Jämfört med andra kalkningsmedel är lösligheten dock betydligt lägre och halterna av Ni och Cr är höga.

Magnesit (MgCO₃) är mindre vanlig än kalcit (CaCO₃) och bildar vanligtvis inte sedimentära bergarter. Det löser sig långsammare än kalcit, men snabbare än dolomit. För att få magnesit mer lösligt kan mineralet upphettas så att en del av karbonaterna överförs till oxid (MgO). Ibland tillsätts även dolomit till magnesiten innan upphettningen. Den termiskt behandlade magnesiten som saluförs i Sverige har handelsnamnet Biomag och tillverkas i Österrike. I Tyskland och Österrike har termiskt behandlad magnesit använts som vitaliseringsmedel i några skogsförsök (Schaaf & Zech, 1993; Glatzel m.fl., 1990/91).

Bränd kalk (CaO) framställs genom att upphetta kalksten och är en mycket reaktiv och starkt frätande produkt på grund av sitt höga pH-värde. På grund av dessa egenskaper är bränd kalk inte aktuell som kalkningsmedel på skogsmark. Släckt kalk, Ca(OH)₂, framställs genom att tillsätta vatten till bränd kalk. Släckt kalk är inte lika reaktiv som bränd kalk, men är så pass löslig och ger ett så högt pH-värde att även denna produkt inte är lämplig som kalkningsmedel på skogsmark.

17.4.2 Vitaliseringsmedel

Syftet med vitaliseringsgödsling är att häva eller motverka en näringsobalans i skogsmarken som hotar trädens motståndskraft mot olika stressfaktorer. Beroende på vilken sorts näringsobalans som råder, eller kan tänkas inträffa, tillsätts olika sorters vitaliseringsmedel med varierande sammansättning. I Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram är det främst tänkt att använda vedaska, som härdats och krossats innan spridning (se avsnitt 2.3).

Förutom vedaska finns det andra restprodukter från pappersmassaindustrin som eventuellt kan användas som både kalk- eller vitaliseringsmedel. Dessa restprodukter är grönlutslam (Simson m.fl., 1981; Ritter m.fl., 1992; Kraske & Fernandez, 1993; Torbert & Johnson, 1993; Young m.fl., 1993; Ek, 1996; Howe & Wagner, 1996; Sundqvist, 1997), bioslam (Veijalainen m.fl., 1993), kalkgrus och mesa (Ek, 1996). Grönlutslam är en restprodukt från sulfatmassafabriker och innehåller mycket Ca, Mg, Na, Mn och S. Kalkverkan kan vara mycket hög, ca 50 % CaO. Även innehållet av B, Cu och Zn är relativt högt. Jämfört med vedaska är innehållet av K lågt medan Cr-halten är hög (Ek, 1996).

Kiserit ($\text{MgSO}_4 \times \text{H}_2\text{O}$) och bittersalt ($\text{MgSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$) är två lösliga och därmed snabbverkande Mg-gödselmedel. Kiserit har använts främst i Tyskland och Belgien inom områden med utpräglad Mg-brist (Schaaf & Zech, 1991; Schüler, 1996; Ponette m.fl., 1997), men även i Danmark (Ingerslev, 1997). En negativ effekt av denna lösliga Mg-sulfat är att aluminium och baskatjoner följer med sulfatjonerna och lakas nedåt i markprofilen, varvid förutom höga sulfathalter även förhöjda aluminiumhalter kan uppkomma i markvattnet (Schüler, 1996; Ponette m.fl., 1997). Inom överskådlig tid torde inte någon Mg-brist uppkomma i svenska skogsmarker och därmed är inte kiserit för närvarande aktuellt som vitaliseringsmedel i Sverige.

Apatit och fosforit är två fosforhaltiga mineral som används för framställning av fosforgödselmedel, exempelvis superfosfat. Fosforit är mer svårlöst än apatit, medan superfosfat är vattenlösligt och kan således ge en mycket snabb effekt. Förutom att apatit och fosforit har en viss kalkverkan är de också billigare än superfosfat, räknat per kg fosfor. Superfosfat i kombination med kaliumklorid (PK-gödselmedel), råfosfat och/eller kalksten/dolomit har använts i en del försök i södra Sverige (Ring & Nohrstedt, 1998; Westling & Borg, 1998).

PK-gödselmedel består av lösliga P- och K-gödselmedel (vanligtvis superfosfat och kaliumklorid). PK-gödselmedel används inom skogsbruket på marker där brist på P och K kan förekomma (främst torvmarker), men även som vitaliseringsmedel i skogsförsök i södra Sverige (Ring & Nohrstedt, 1998; Westling & Borg, 1998).

Benmjöl användes förr som fosforgödselmedel inom konventionellt jordbruk och numera till viss del inom "alternativt" jordbruk. Medlet innehåller ca 10 % P, samt 20-25 % Ca och 4-5 % N. Vi känner ej till att några vetenskapliga försök gjorts med benmjöl på skogsmark och som vitaliseringsmedel är det förmodligen inte aktuellt att använda ensamt på grund av ett relativt högt pris, ett lågt innehåll av K och Mg, samt relativt låg kalkverkan.

Kaliumgödselmedel utgörs vanligen av kaliumklorid (KCl) eller, i liten utsträckning, av kaliumsulfat (K_2SO_4). Spridning av kaliumgödselmedel på torvmark förekommer, men på

fastmark är det ovanligt åtminstone på svenska skogsmarker. På grund av att sin löslighet och att K lätt lakas ut borde K- och PK-gödselmedlen inte ha någon långsiktig verkan m.a.p. kalium. En litteraturgenomgång (Nohrstedt, 1998b) visade dock att mycket kalium kan finnas kvar i marken och skogsbestånd upp till 40 år efter gödsling med kalium.

Biotit är den mest lättvittrade formen bland glimmermineralen och har en kaliumhalt på ca 9 % (Eriksson, 1993). Jämfört med de ovan nämnda kaliumgödselmedlen är dock lösligheten för kalium i biotit mycket låg. Som kaliumkälla används biotit i en del långtidsverkande vitaliseringsmedel. Dessa medel har till stor del utvecklats i Finland och där använts både på fastmark (Aarnio m.fl., 1995) och på torvmarker (Sarjala & Kaunisto, 1996).

Eriksson (1993) nämner också en annan kaliumrik produkt, Adularia, där råvaran utgörs av marina sediment från Skottland. Detta sediment innehåller bl.a. fältspatsmineralet adularia och har ett kaliuminnehåll på ca 6-10 %, men även några procent Mg och kalium. Produkten anges ha en kalkverkan på 10% CaO. Jordbruksförsök tyder på att K i Adularia är relativt lättillgängligt. Så vitt vi vet har dock inga skogsbruksförsök genomförts med denna produkt.

Skog-Vital är ett produktnamn och under detta produktnamn finns flera olika typer av vitaliseringsmedel. Andelen kalksten och dolomit i dessa medel är minst 70 %. Tidigare tillverkades en granulerad produkt benämnd Skog-Vital 25 %, vilket förutom kalksten och dolomit (ca 70 %) även utgjordes av superfosfat (P: 5 %), kaliumklorid (K: 3 %), samt tillsats av B (0.1 %) och Zn (0,15 %). Denna produkt har använts i bl.a. Skogabyförsöket (Bergholm, 1998) och i en avrinningsområdesstudie i Härjedalen (Ring & Nohrstedt, 1993). Numera tillverkas en produkt benämnd Skog-Vital 45 %, som innehåller ca 30 % Ca, 4 % Mg, 2 % K och 2 % P. K har tillsatts som KCl, medan det för fosfor finns tre varianter av medlet; en variant där P tillsatts som råfosfat, en annan variant där P föreligger som superfosfat, samt en tredje variant med lika delar råfosfat och superfosfat.

Torvaskans kemiska sammansättning styrs av torvbränslets egenskaper och sammansättning, samt på de förbrännings- och reningsmetoder som används i förbränningsanläggningen. Kalkverkan, samt halterna av Ca, K, Zn och Cd är oftast lägre än i vedaska (Nilsson & Timm, 1983; Eriksson, 1992; Tammela m.fl., 1996). Fosforinnehållet kan vara lika högt som i vedaska. Halten tungmetaller och spårämnen i torvaskan styrs främst av torvbränslets kemiska sammansättning som i sin tur huvudsakligen beror på: a) den kemiska sammansättningen hos omgivande berggrund och jordlager, b) mobiliteten för de olika tungmetallerna och spårämnena, c) hydrologiska förhållanden i torvmarken och dess omgivning, d) torvens beskaffenhet (torvslag, humifieringsgrad etc.). Höga halter av tungmetaller kan ibland förekomma i torven, p.g.a. det organiska materialets förmåga att binda tungmetaller. Även torvaskan får då höga tungmetallhalter. Oftast föreligger dock tungmetallerna, liksom växtnäringssämnena, i torvaskan i en mer svårlöslig form jämfört med vedaskan (Eriksson, 1992). I Finland finns det god tillgång till torvaska och där har man använt torvaska i flera skogsförsök, speciellt på torvmark ([Silfverberg & Issakainen, 1987](#); [Lumme, 1988](#); [Silfverberg, 1992](#); [Issakainen m.fl., 1994](#)). I Sverige har torvaska använts som gödselmedel vid odling av energiskog på torvmark ([Bramryd, 1985](#)). Torvaska kan användas istället för eller ihop med vedaska. De största nackdelarna med torvaskan är den relativt låga kaliumhalten, samt i vissa fall höga tungmetallhalter.

Kolaskor kan ha en mycket stor variation i sin sammansättning, från att ha en relativt hög kalkverkan och pH-värde till att ha en rent surgörande effekt ([El-Mogazi m.fl., 1988](#); [Mattigod m.fl., 1990](#); [McCarty m.fl., 1994](#); [Wang m.fl., 1994](#)). Denna variation beror i sin tur

främst på kolbränslets härkomst och egenskaper, samt hur kolet förbränns och de reningsmetoder som används (ex. kalktillsats för att minska svavelutsläpp). Innehållet av växtnäringsämnen och tungmetaller kan också variera kraftigt (Nilsson & Timm, 1983; Eary m.fl., 1990). Så vitt vi vet har kolaska använts som kalk- eller vitaliseringsmedel i endast ett fåtal mindre försök (ex. Asche & Nolte, 1997).

Cirka 60 % av de vedaskor som produceras i Sverige utgörs av blandaskor, beroende på att kol, torv, olja och avfall sameldats med träbränslet. Jämfört med ren vedaska så medför sameldning med kol och torv att askans innehåll av K, Ca och Mn minskar medan innehållet av Si, Al och Fe ökar (Andersson m.fl., 1998). Innehållet av As, Cr, Ni, Hg, Mo och V kan också öka vid sameldning med kol och torv. Sameldning med olja kan medföra att halterna av Cr, Cu, Ni, Mo och V ökar i askan.

För att förhindra att stora mängder tungmetaller och andra föroreningar, som kan skada olika delar av skogsekosystemet, tillförs skogsmarken i samband med skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödning bör produkternas kemiska sammansättning vara känd. De medel som inte producerats under kontrollerade former (ex. restprodukter) bör därför genomgå en tätare provtagning och analys innan de godkänns för spridning.

18. Bedömning av synergistiska effekter

Ökningen av växthusgaser i atmosfären leder förmodligen till en ökad medeltemperatur. Detta tillsammans med den ökade koldioxidhalten medför sannolikt att biomassaproduktionen ökar, vilket i sin tur ökar den biologiska försurningsbelastningen på marken. Genom fortlöpande reduktioner av svavel- och kväveutsläpp i Europa beräknas de kritiska belastningsgränserna för svavel och kväve i södra Sverige kunna uppnås först ca år 2020. Om de minskade svavel- och kväveutsläppen helt eller endast delvis motverkas av en eventuell ökad biologisk försurning i skogsmarken är för närvarande mycket svårt att prognosticera.

18.1 Klimatförändringar inklusive depositionsförändringar

Trots nationella och internationella ansträngningar att minska utsläppen av växthusgaser och försurande ämnen är en fortsatt ökning av växthusgaser i atmosfären och en fortsatt hög deposition av försurande ämnen ett sannolikt scenario för de närmaste decennierna. Ökningstakten för växthusgaserna koldioxid, metan och dikväveoxid i atmosfären uppgår i dag till 0,2-1,0 % per år (Eriksson, 1991; Robertsson, 1991; Svensson m.fl., 1991; Holmén, 1996). Orsaken till att växthusgaserna ökar sammanhänger med människans markutnyttjande. Koldioxid bildas bl.a. vid förbränning av fossila bränslen, metan under anaeroba förhållanden i risfält och kärr och dikväveoxid under kvävetets kretslopp i naturen (vid denitrifikationen och nitrifikationen). I Sverige kan utsläppen av koldioxid minskas genom att i ökad utsträckning använda skogsbränslen i stället för fossila bränslen. Vidare bör skogsbruksåtgärder som dikning, markberedning och kalavverkning, som sannolikt påverkar avgivningen av växthusgaser från marksystemet anpassas så att ökningstakten av växthusgaser i atmosfären avtar. För att detta ska vara möjligt att genomföra krävs dock mer forskning om skogsbruksåtgärdernas inverkan på avgången av växthusgaser på olika marktyper.

Den klimatförändring som mest diskuteras i samband med de ökade utsläppen av växthusgaserna är förhöjd lufttemperatur. Det finns dock andra klimatförändringar som indirekt kan inträffa till följd av en ökning av växthusgaserna i atmosfären. En sådan möjlig indirekt klimatförändring är att antalet stormtillfällen ökar och/eller att dessa stormar blir kraftigare och långvarigare (Robertson, 1991; Bergström, 1993; Wright & Schindler, 1995). I Sverige liksom i hela nordvästra Europa noterades en ökning av antalet stormtillfällen under perioden 1960-1990 (Franzén, 1991; Lamb, 1991; Bergström, 1993). Förutom direkta skadeeffekter kan dessa kraftiga vindar indirekt orsaka temporära surstötter i kustnära vattendrag. Stormarna för nämligen med sig stora mängder havssalter (främst NaCl) in över land (Franzén, 1990; Gustafsson, 1997). Det mesta av dessa salter deponeras i de kustnära områdena och vid transporten genom marken sker utbytesprocesser där bl.a. Na⁺-joner temporärt ersätter H⁺- och Al³⁺-joner i markens utbyteskomplex (Wiklander, 1975; Pedersen, 1993). Dessa H⁺- och Al³⁺-joner kan orsaka surstötter i mark-, grund- och ytvatten (Hindar m.fl., 1994; Hughes m.fl., 1994). Att havssalterna påverkar kustnära sjöars surhet visade redan Gorham (1957). Wright m.fl. (1988) visade experimentellt att en havssaltrelaterad surstöt kunde sänka pH-värdet i avrinningsvattnet med en pH-enhet samt kraftigt reducera den syraneutraliserande kapaciteten (ANC). Surstötarna är oftast kortvariga, men vid långvariga kraftiga stormar kan mycket stora mängder av salt deponeras och medföra så kraftiga surstötter

att fiskdöd har observerats. Bland annat rapporterades det i februari och mars 1993 från södra och västra Norge om fiskdöd i flera sjöar och vattendrag efter en ovanligt blåsig januarimånad med flera stormar (Hindar m.fl., 1993, 1994). Det bör påpekas att de havssaltrelaterade surstötarna huvudsakligen observeras i kustnära områden med tunna jordtäckan som redan är försurade.

Som resultat av 1994 års protokoll om reduktion av svaveldioxidutsläppen i Europa (Oslo-protokollet) beräknas svavelnedfallet i Sverige minska med 50-60% fram till år 2010 jämfört med 1990 års nivå (Lövblad m fl, 1995). För kväve är bilden mer negativ och här beräknas i stället utsläppen att öka och vara större år 2000 än i dag. För att nå de kritiska belastningsgränserna krävs en minskning av nedfallet av svavel och kväve i södra Sverige med 60-80%, jämfört med 1990 års nivå (Naturvårdsverket 1993). Mycket talar för att detta tidigast kommer att ske ca 2020 (Staaf och Bertills, 1996). Enligt Naturvårdsverkets förslag till nationella miljömål skall utsläppen av svaveldioxid minska med 25% fram till år 2010 samt utsläppen av kväveoxider till luft med 40% till år 2005 resp. 70% till år 2020, räknat från 1995 års nivå (Naturvårdsverket, 1997). I EU kommissionens förslag till EU-strategi (EU, 1997) är målet att det sura nedfallet år 2010 skall begränsas så att den kritiska belastningsgränsen inte överskrids på mer än 1,6 % av arealen.

Med dagens takt i utsläpps begränsningar i Europa tar det sannolikt mer än 30 år innan nedfallet i Sverige understiger de kritiska belastningsgränserna.

Även om en reduktion av de försurande utsläppen sker enligt planerna, kommer försurade vattendrag vara ett stort problem under åtskilliga år i södra Sverige.

En fortsatt ökning av växthusgaser i atmosfären och en fortsatt hög deposition av försurande ämnen innebär sannolikt att försurningen kommer att fortskrida i stora delar av den svenska skogsmarken samt att jordens medeltemperatur eventuellt kommer att öka. Det senare kan resultera i stora konsekvenser för allt liv på jorden.

Mycket talar för att biomassaproduktionen kommer att öka om atmosfärens koldioxidhalt och medeltemperaturen ökar förutsatt att vatten- eller växtnäringstillgången inte blir begränsande (Wright & Schindler, 1995). För våra svenska skogsekosystem, där kvävet fortfarande är det näringsämne som begränsar tillväxten, kommer därför tillväxten sannolikt att öka så länge kvävedepositionen är hög och så länge andra näringsämnen ej blir begränsande för tillväxten. Detta leder i sin tur till att den biologiska försurningen ökar vilket kan innebära att försurningssituationen i marken ytterligare förvärras. En ökad lufttemperatur leder också till en ökad mineralisering av markens organiska material, varvid oorganiskt kväve kan frigöras. Därmed ökar även risken för nitratutlakning. Varma och torra somrar kan också medföra ökad utlakning av NO_3^- , SO_4^{2-} och H^+ i samband med höstregnen (Hultberg, 1985; Reynolds m.fl., 1992). Varma vintrar kan också medföra ökad nitratutlakning eftersom träden då inte tar upp så mycket näring.

19. Bedömning av åtgärdsprogrammet

Vissa tekniska problem (asktillgång, lagringsproblem, tidpunkt för spridning, effektkontroll m.m.) tas inte upp i Skogsstyrelsens åtgärdsprogram. De urvalskriterier som används för bedömning av mark som skall åtgärdas kan förbättras.

I SVO's åtgärdsprogram definieras vitalisering som en tillförsel med allsidig sammansättning som dels återställer förlorade baskatjoner (dvs kompenserar en del av redan inträffad försurning), dels ökar markens förmåga att neutralisera kommande surt nedfall. I vilken grad baskatjonerna skall återställas och vad som skall anses vara referensvärde sägs dock inget.

En viktig aspekt som inte behandlas i åtgärdsprogrammet är tillgängligheten av aska, dvs huruvida aska finns tillgänglig i tillräcklig mängd för det aktuella området. Det kan bli en konflikt mellan utnyttjande av aska för compensation av GROT-uttag och aska för vitaliseringsgödsling. Den aska som kan erhållas från skogsbränslen torde i första hand härröra från förbränning av GROT och skall således, i enlighet med miljökonsekvensbedömningen av skogsbränsleuttag, återföras till marken för att kompensera GROT-uttagen. En viktig fråga är således hur stora kvantiteter aska eller andra medel som finns tillgängliga för att kompensera för stam-uttag och sur nederbörd.

En viktig fråga som inte är belyst i åtgärdsprogrammet är tidpunkten för vitalisering, dvs skogens åldersfas. Ur spridningsteknisk synpunkt och med avsikt att minimera skador på stående eller uppväxande skog torde hyggesfasen vara mest lämplig. Nackdelen är dock att marken till stor del är utan vegetation och att därför utlakningsförluster av t ex nitrat och kalium kan befaras. Lämpligen kan aska tillföras några år efter hyggesupptagningen då nitrifieringsfasen har passerats.

Åtgärdsprogrammet har inte tagit ställning till effektkontroll av kalkning eller vitalisering, samt ej heller övervägt möjligheterna att bevara obehandlade kontrollområden inom regionen.

Åtgärdsprogrammet har inte tagit ställning till logistiska problem. En grundläggande logistikfråga är om det finns tillräcklig mängd lämplig aska att tillgå. Ett annat logistiskt problem är vad som kan hända vid eventuell mellanlagring av vitaliseringsmedel inför spridning i skogsmark. Vid mellanlagring kan exempelvis kalium lakas ut från askan. Risk finns också att aska eller aska i kombination med kalk ytterligare hårdas vid kontakt med fukt och blir omöjlig att sprida.

Skogsstyrelsen ger nyanserade kriterier på mark med åtgärdsbehov och menar att en bedömning inte bara kan ske utifrån ett statistiskt läge eller ett gränsvärde, utan effekter av inträffad försurning och förväntad försurning måste vägas in. Vi delar denna uppfattning men anser dock att mer precisa kriterier underlättar beslutsfattandet i praktiken.

Skogsstyrelsen anger att ett lämpligt kriterium för att bedöma omfattningen av ett åtgärdsprogram kan vara att pH-värdet på djupet 20–30 cm i mineraljorden inte bör understiga 4,5. Vi har dock flera invändningar mot detta kriterium. För det första är formuleringen något

oklar. Avses djupet 20-30 cm från mineraljordens överyta eller 20-30 cm från markytan inklusive humuslager? För det andra bör kriteriet knytas till specifika horisonter i marken och inte till djupet. Detta är speciellt viktigt eftersom en avsikt med åtgärdsprogrammet är att motverka läckage av aluminium, och detta främst förekommer i den övre delen av B-horisonten. Ett medelvärde på pH runt 4,5 i skiktet 20-30 cm utesluter inte att pH ligger väsentligt under 4,5 i den övre delen av den aluminiumrika rostjorden. Ett bättre kriterium vore därför pH i B-horisontens övre 5 eller 10 cm, eller ännu bättre: Åtgärdsbehov föreligger om någon del av rostjorden uppvisar pH lägre än ett visst gränsvärde. För det tredje kan det ur ekologisk synpunkt ifrågasättas om pH 4,5 är ett lämpligt gränsvärde. Vi frågar oss också om pH-värdet enligt Skogsstyrelsens förslag skall beräknas som medelvärde, i vilket fall även spridningen runt medelvärdet måste bedömas. Ett medel-pH mellan 4,5 och 5,0 inom ett område torde med all sannolikhet betyda att pH lokalt kan understiga värdet 4,5. Med hänsyn till denna spridning kan det vara klokt att lägga gränsvärdet högre än 4,5.

För det fjärde kan det ifrågasättas om pH överhuvudtaget är ett lämpligt kriterium. Helt klart är att marker med olika typer av B-horisonter kan reagera helt olika på sänkt pH-värde, t ex vad avser aluminiumutlakning. Förslag på andra kriterier kan vara förekomsten av oorganiskt aluminium i B-horisonter i kombination med total aciditet (extraherbar vid pH 7). Alternativt kan kriterier på kemiska karaktärer i mark- och grundvatten eller i omgivande ytvatten tillämpas. Detta stöds av den nyligen genomförda undersökningen av försurning av skogsmark i Värmland (Lundström m.fl., 1996). I denna undersökning visades att markvattenkemin uppvisade en större variation än vad som svarade mot det utbytbara katjonförrådets sammansättning eller pH i marken. Bydén m.fl. (1997) gjorde en jämförelse mellan pH i B-horisonter i skogsmark och ett antal variabler och kvoter i referenssjöar och fann att kvoten $(Mg + K)/Al$ var den sjövariabel som har störst förutsättning att vara användbar som indikator på markkalkningsbehov. De drog slutsatsen att sjödata bör ingå som en av kriterierna vid bedömning av markens försurningsstatus.

Skogsstyrelsen är inte precis i sin formulering om fördelning mellan kalkning och vitalisering. Prioriteringen skall styras av depositionsdata och olika redovisningar av försurningsläget och försurningskänslighet. Detta motiveras enligt Skogsstyrelsen av att underlag i form av kartläggningar och diagnosmetoder saknas. Vi delar inte denna uppfattning helt. Underlag saknas inte men är dock knapphändigt. Likväl tror vi att formulering av klara kriterier ökar objektiviteten i åtgärdsprogrammet samt underlättar en framtida utvärdering av åtgärdsprogrammets effektivitet. Vi tror också att försök till formulering av kriterier blir en stimulans till ökad forskning inom området och incitament till förbättrad kartläggning.

Vår ståndpunkt är att Skogsstyrelsens urvalskriterier preliminärt duger men att ett arbete med nya kriterier bör initieras inom t ex en femårsperiod. Underlag för nya kriterier kan vara Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för markförsurning (Naturvårdsverket, 1998), kopplat till markkemi-data från Ståndortskarteringen samt geokemiska data från SGU's geokemiska kartering av Sverige.

20. Kunskapsbrist som försvårar konsekvensbedömning av åtgärdsprogram

- * Framförallt föreligger kunskapsbrist inom området om markens uthålliga produktionsförmåga och om hur denna långsiktigt påverkas av förurningsprocesser. Därmed kan vi inte säkert uttala oss om i vilken grad kompensatoriska åtgärder är tillräckliga eller hur kostnadseffektiva dessa är. Den största bristen syns vara att vi saknar långsiktigt perspektiv. Vi vet t ex att kalkning av mark temporärt kan immobilisera kväve och fosfor i marken, men däremot vet vi föga om intensiteten i den långsiktiga mineraliseringen. Till detta kommer att vi har dels dålig kunskap om olika mineralnäringsämnenas långsiktiga roll för produktionen samt om mekanismer för vittring och för vegetationens inverkan på mobiliseringen. Mer kunskap behövs om olika ämnens näringsdynamik, t ex K och P samt spårelement som t ex Zn, Cu, Mo etc. Vidare efterlyses än mer intensiv övervakning av markkemiska egenskaper i mineraljordshorisonter. Vi har en rätt bra bild om förändringar och tillstånd i humuslager men otillräcklig information om B-horisonter.
- * Existerande kunskap om baskatjoner i skogsmark gäller i huvudsak enbart plan eller nästan plan mark utan översilning. Trots att merparten av skogsmarken ligger i mer eller mindre starka sluttningar vet vi endast lite om baskatjonbalanser inklusive vittring och lateral tillförsel av näringsämnen med rörligt grundvatten.
- * Allmänt saknas tillräcklig kunskap om markprocesser och markförhållanden för effektiv anpassning av åtgärder till ståndortsförutsättningar, samt för kombinerad av olika åtgärder. Ett exempel på det förra är ståndortsanpassade restriktioner i biomassa-utnyttjande/skörd. Exempel på möjlig kombination av åtgärder kan vara byte av trädslag från barrträd till björk tillsammans med askåterföring. För att optimera ytvattens kvalitet bör olika kombinationer av skogsmarkskalkning och ytvattenkalkning, samt eventuellt även våtmarkskalkning kunna genomföras.
- * Kombinationerna mellan olika vitaliserings- och kalkmedel är flera och bara några av dessa kombinationers miljöeffekter har undersökts mer eller mindre heltäckande. Alla kombinationer kan inte undersökas och behöver inte undersökas eftersom flera av vitaliseringsmedlen har likartade egenskaper.
- * Effekter av vitaliseringsmedel på kol- och kväveomsättningen, inkl. emissioner av växthusgaser, samt på kolförrådet i marken.
- * Olika vitaliseringsmedels effekt på mark- och vattenorganismer kan anses vara dåligt undersökt. Ytterligare studier av skogsmarkskalkningens eventuella effekter på vattenorganismer kan också behöva utökas. Processer i mark- och grundvattenzonen, bl.a. reduktion av nitrathalten från markvattnet till grund- och ytvatten.
- * Skogsskadors koppling till ståndortsfaktorer, och samvariation mellan olika patogena organismer.
- * Kopplingen mellan metallmobilitet, redoxpotential och aciditet i skogsmark och hur kalkning inom våta eller fuktiga ståndorter påverkar organisk substans och metallrörlighet
- * Studier av hur olika vitaliseringsmedel påverkar det organiska materialets löslighet och utlakning saknas till stor del. Det organiska materialets löslighet påverkar även

tungmetallernas mobilitet.

* Vetenskapligt (teoretiskt och experimentellt) underlag för kriterier vid bedömning av åtgärdsbehov i form av kalkning respektive vitalisering.

20.1 Förslag till forskningsinsatser

Mekanismer för vittring och näringsupptag (t ex roll av mykorrhiza)

Effekter av syra/bas status i kombination med olika hydrologiska tillstånd på spårelements mobilitet

Fosforomsättning i skogsmark, speciellt i B-horisonter samt dessa processers koppling till omgivningsfaktorer.

Utökad övervakning av markkemiska förändringar mineraljordshorisonter,

Effekter av olika kompensatoriska åtgärder på olika ståndorter – boniteter

Effekter av olika medel på frögroning och plantetablering,

Effekter av olika vitaliseringsmedel på mykorrhizan, rotröta, flora och fauna

Vitaliseringsmedlens upplösningshastighet i fält.

Innehållet av organiska miljögifter i restprodukter, inkl. kommunalt avfallsslam, och deras tillgänglighet, upptag i olika organismer, nedbrytning etc. i skogsekosystemet.

Trädslagets inverkan på markkemin på olika ståndorter samt rotdjup och rotdynamik

Givans betydelse för avrinningsvattnets kemiska sammansättning

Olika kombinationer av skogsmarkskalkning, våtmarkskalkning och ytvattenkalkning för att optimera ytvattnets kvalitet.

Effekter av askåterföring resp kalkning på löslighet av organisk substans

Metallers rörlighet i mark och vatten (och upptag i fauna och flora) vid olika aciditet och hydrologiska förhållanden.

Hydrologins betydelse i kombination med markkemi och mineralogi för uthållig produktionsförmåga.

21. Sammanfattande värdering

Vid vår värdering av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering har vi till stor del utgått från de fyra huvudmål som satts upp för verksamheten:

- att markens uthålliga produktionsförmåga skall bevaras
- att skogarnas vitalitet skall behållas
- att skogsmarkens läckage av bl.a. aluminium till yt- och grundvatten skall minska
- att försurningens negativa effekter på flora och fauna skall motverkas

Dessa fyra huvudmål har vi sedan bedömt kunna uppfyllas ur två olika scenarior:

- ett s.k. nollalternativ, d.v.s. inga åtgärder sätts in och depositionen av försurande ämnen minskar med 60-80 % till år 2020
- ett behandlingsalternativ, där skogsmarken kalkas och/eller vitaliseringsgödslas.

Utgående från nollalternativet kan vi idag inte se att skogsmarkens produktionsförmåga eller skogarnas vitalitet hotas inom den närmaste framtiden (5-20 år). På lite längre sikt anser vi dock att den fortsatta markförsurningen, med bl.a. minskad tillgänglighet av baskatjoner, inte är i samklang med kraven på uthållig markanvändning och att den på sikt leder till sänkt produktion, samt att den också kan leda till att skogens vitalitet försämras. Sett på både kortare och längre sikt uppfyller dessutom ett nollalternativ inte de två sista huvudmålen.

Då det förmodligen kommer att dröja 20-30 år innan de kritiska belastningsgränserna för svavel och kväve underskrids i södra Sverige innebär detta att skogsmarken och vattendragen kommer att försuras ytterligare under denna period, utöver den naturliga försurningen. Någon form av åtgärd behövs för att motverka de negativa effekterna av denna försurning.

Den åtgärd, som vi med nuvarande kunskap anser vara den bästa för att uppfylla så mycket som möjligt av de fyra huvudmålen är att:

- tillföra skogsmarken ett allsidigt sammansatt alkaliskt medel som löser upp sig så snabbt att effekter kan ses i mineraljorden inom 10-20 år, men ändå så långsamt att de negativa effekterna på flora och fauna minimeras.

Att förhindra ytterligare försurning av våra yt- och grundvatten ser vi som ett angeläget mål och skogsmarkskalkning är då ett viktigt instrument. För att alkaliniteten och pH-värdet i vattendragen skall kunna höjas ordentligt krävs det dock att skogsmarkskalkningen kombineras med våtmarkskalkning och eventuellt ytvattenkalkning.

Vi anser att kalksten eller dolomitkalksten är alltför ensidigt sammansatta och att tillförsel av dessa medel till skogsmarken på sikt kan leda till att bl.a. halten växttillgängligt kalium minskar i marken och att målen 1-2 och 4 inte uppfylls fullt ut.

Det finns indikationer från södra Sverige att brist på K, samt eventuellt även vissa spårämnen som Zn och Cu håller på uppträda på vissa lokaler.

Kalksten eller dolomit bör således kombineras med ett vitaliseringsmedel, främst innehållande K och P men helst även en del spårämnen. Vedaska är ett allsidigt sammansatt medel, som dessutom har en hög kalkverkan. Skall vedaska spridas bör den dock analyseras innan spridning så att inte förorenade askor med höga tungmetallhalter sprids på skogsmark. Askan bör

dessutom behandlas (ex. härdning eller granulering) innan spridning för att förhindra skador på floran och faunan.

Andra vitaliseringsmedel kan dock väljas, dels utgående från ståndortens egenskaper, men även beroende på vilka ämnen som det väntas uppkomma brist på. Finns det uppenbara tecken på att ett bestånd lider brist på endast ett ämne kan det räcka med att enbart detta ämne tillförs för att höja beståndets vitalitet. En viktig ståndortsfaktor är bl.a. närheten till havet. Havsnära skogsbestånd har förmodligen en tillräckligt hög deposition av t.ex. Mg och B och behöver oftast inte ytterligare tillförsel av dessa ämnen.

Ett nollalternativ, d.v.s. uteblivet åtgärdsprogram, är ej förenligt med skogsvårdslagens föreskrift till § 1, om ett uthålligt skogsbruk och bibehållen biologisk mångfald. De lagar och förordningar som kan tillämpas vid spridning av kalk eller vitaliseringsmedel på skogsmark är främst skogsvårdslagen och naturvårdslagen (se kapitel 16). Enligt skogsvårdslagen, § 30, skall skador på miljön undvikas eller begränsas vid skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödning. Detta betyder dels att vissa marker måste undantas, se åtgärdsprogram (kap. 2.1), men också att de medel som används inte får vara lösliga eller tillföras i för höga doser. Medlen bör också analyseras så att inte för mycket tungmetaller sprids i skogen. De gränsvärden för tungmetaller som Skogsstyrelsen satt upp (se tabell 2.1) kan behöva justeras.

De alternativa åtgärder som diskuterats under kapitel 17.1-17.2 (markberedning, hyggesbränning, trädslagsval, samt minskat biomassa-uttag) kan inte uthålligt neutralisera det sura nedfallet eller kompensera för de baskatjonförluster skogsmarken erhåller p.g.a. det sura nedfallet samt skörd. Dessa alternativa åtgärder kan därför bara användas som komplement till kalkning och vitalisering.

Skogsstyrelsen har inte klart formulerade kriterier för de marker som behöver åtgärdas. Detta motiveras enligt Skogsstyrelsen av att underlag i form av kartläggningar och diagnosmetoder saknas, vilket vi delvis instämmer i. Likväl tror vi att formulering av klara kriterier ökar objektiviteten i åtgärdsprogrammet samt underlättar en framtida utvärdering av åtgärdsprogrammets effektivitet. Vi tror också att försök till formulering av kriterier blir en stimulans till ökad forskning inom området och incitament till förbättrad kartläggning, till gagn för den fortsatta markvården.

Vår ståndpunkt är dock att Skogsstyrelsens urvalskriterier preliminärt duger men att ett arbete med nya kriterier bör initieras inom t ex en femårsperiod. Underlag för nya kriterier kan vara markkemidata från Ståndortskarteringen samt geokemiska data från SGU's geokemiska kartering av Sverige.

Slutligen anser vi att åtgärdsprogrammet i ett avseende missar att ta upp ett helhetsperspektiv på försurningsproblematiken. Aciditetsbelastningen på mark är summan av bidrag från markbehandling, skogsproduktionen och deposition. Vad avser skogsproduktionen är det inte produktionen i sig som försurar, utan skörden. Visserligen tar växande träd upp och ackumulerar baskatjoner från marken, men detta kan betraktas som ett temporärt lån som återbetalas genom biomassans mineralisering. Vid skörd av biomassa återbetalas dock inte lånet från marken och försurningsbidraget permanentas. Det är ur försurningssynpunkt naturligtvis ovidkommande vad den skördade biomassan utnyttjas för; byggnadsmaterial, pappersmassa eller skogsbränsle. Det är således från detta perspektiv irrelevant att separera försurningseffekterna genom traditionellt skogsbruk vis a vis effekterna av ett skogsbruk med ökat uttag av hyggesrester som biobränslen. Det viktiga är att bedriva ett uthålligt skogsbruk

som i detta sammanhang kan definieras som ett som inte långsiktigt exporterar mer näringsämnen från ekosystem än vad som tillförs genom t ex deposition , vittring eller gödsling. Skörden bör således begränsas till vad som är hållbart. Som redan påpekats under avsnitt 17.2 torde det vara svårt, om i praktiken ens möjligt, att utforma ett skogsbruk där enbart skördenivån utnyttjas för att reglera markens uthålliga balans av näringsämnen. Kompensationsgödsling, vitaliseringsgödsling, byte av trädslag och annan förändring i markanvändning kan bli nödvändiga redskap så länge den atmosfäriska syrabelastningen i södra Sverige är så hög att enbart skördebegränsning inte förslår. Höga skördenivåer kan ibland t.o.m. vara att föredra, eftersom dessa kan rena marken från oönskade ämnen, t.ex. kväve och vissa tungmetaller. Detta förutsätter givetvis kompensation av andra ämnen.

Skogsekosystemen är dynamiska såväl över tiden som i sin rent rumsliga geografiska utbredning. En yngre skog påverkar marken på ett annat sätt än en mogen skog, t ex med avseende på näringsupptag. Ståndortsfaktorerna varierar i olika rumsliga skalor, och måste tillåtas variera för att ge en divers natur. Människan bör vara ödmjuk för olika markanvändningsperspektiv. Mycket av vad som idag är produktiv skogsmark har tidigare varit åker och naturligtvis gäller att nästan allt vad som idag är jordbruksmark har tidigare varit skogbevuxen mark. Slutsatsen av detta är att markvården och skogsbruket bör utformas så att stora geografiska och tidsmässiga variationer accepteras inom ramen för ett uthållighetsperspektiv.

Åtgärder för vidmakthållandet av ett uthålligt skogsbruk bör således inte begränsas till beståndsnivån, utan ett region- eller områdestänkande är helt nödvändigt. Vi föreslår att dessa områden definieras på basis av stora (flera km²) avrinningsområden och att markanvändning och markvård skall bedrivas uthålligt inom dessa område som helhet, men att variationer skall kunna tillåtas såväl geografiskt som tidsmässigt inom respektive avrinningsområde. Fördelen med avrinningsområde som bas för planering är att detta ger en direkt länk till det avrinnande vattnets kvalitet och därmed till tillståndet i våra vattendrag och sjöar. Det avrinnande vattnets kvalitet uppfattas därvid som en nettoeffekt av de sammanlagda åtgärderna inom området. Dock måste viss hänsyn tas till lokalt grundvatten inom respektive område. Kalkning och/eller vitalisering skall ske selektivt inom området så att skyddsvärda och känsliga miljöer skyddas. Avrinningsområdena kan vidare försees med rekommendationer eller anvisningar vad gäller t ex andel mark med lövskog, mark som bör skyddas ur diversitetssynpunkt och mark där mer traditionellt skogsbruk tillåts praktiseras. Inom avrinningsområdet som helhet kan uttagsnivån för biomassa bestämmas som en funktion av vittring, deposition och olika former av näringsgynnande markvård.

22. Referenser

- Aarnio, B. 1935. On the factors acting upon the qualities of the humus containing layer of natural soils. *Maataloust. Aikakausk.* 7:73-84.
- Aarnio, T., Derome, J., Martikainen, P.J. 1995. Availability and mobility of nutrients in acid forest soil treated with fast and slow-release nutrients. *Plant and Soil* 168-169: 523-531.
- Aastrup, M., Johnson, J. 1986. Grundvattenövervakning inom PMK. Rapport från verksamheten 1986. Naturvårdsverket Rapport 3331. 21 sid.
- Aastrup, M., Johnson, J., Bringmark, E., Bringmark, L., Iverfeldt, Å. 1991. Occurrence and transport of mercury within a small catchment area. *Water, Air and Soil Pollution* 56: 155-167.
- Aastrup, M., Thunholm, B., Johnson, J., Bertills, U., Bertell, A. 1995. Grundvattnets kemi i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 4415. 51 sid.
- Aastrup, M., Thunholm, B., Bringmark, L., Bråkenhielm, S., Kvarnäs, H., Liu, Q., Hultberg, H., Iverfeldt, Å., Löfgren, S. 1996. Impact of air pollutants on processes in small catchments. Integrated monitoring 1982-1995 in Sweden. Naturvårdsverket, Rapport 4524. 39 sid.
- Aber, J.D., Magill, A., McNulty, S.G., Boone, R., Nadelhoffer, K.J., Downs, M., Hallet, R. 1995. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1665-1670.
- Adriano, D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag. New York. 533 sid.
- Alloway, B.J. 1990. Heavy Metals in Soils, Blackie A & P, London.
- Alriksson, A. 1998a. Afforestation of Farmland. Soil changes and the uptake of heavy metals and nutrients by trees. *Acta Agriculturae Suecica Silvestris* 57. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Alriksson, A. 1998b. Kan träd rena mark från tungmetaller? I: Olsson, M. 1998. Markdagen 1998. Forskningsnytt om mark. Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära nr 79: 51-59.
- Alriksson, A., Eriksson, H. 1998a. 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.
- Alriksson, A., Eriksson, H. 1998b. Heavy metal content in biomass of forest trees in Sweden. Manuskript.
- Anderson, C.A. 1968. Effect of particle size of calcitic and dolomitic limestones on rate of reaction in Lakeland fine sand. *Soil and Crop Science Society of Florida* 28: 63-69.
- Andersson, A., Nilsson, Å. and Håkansson, L. 1989. Metal concentrations of the mor layer. Swedish Environmental Protection Agency, report 3990.
- Andersson, A., Nilsson, I. 1994. Inverkan av kalkning och askåterföring på utflödet av kvicksilver från skogsmark - en teoretisk studie. Närings- och teknikutvecklingsverket R 1994:52. 34 sid.
- Andersson, F., Bergholm, J., Hallbäcken, L., Möller, G., Pettersson, F., Popovic, B. 1995. Farabolförsöket - försurning, kalkning och kvävegödsling av en sydöstsvensk granskog. Institutionen för ekologi och miljövard, Sverige lantbruksuniversitet, rapport nr 70.
- Andersson, F., Hallbäcken, L., Popovic, B. 1996. Kalkning och träd tillväxt. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 122-133.

- Andersson, L., Linné, M., Nilsson, C. 1998. Askor från sameldning av trädbränslen med kol, torv och olja – innehåll och egenskaper. Statens energimyndighet ER 7:1998. 51 sid. + bilagor.
- Andersson, M. 1988. Toxicity and tolerance of aluminium in vascular plants. *Water, Air and Soil Pollution* 39: 439-463.
- Andersson, S., Valeur, I., Nilsson, I. 1994. Influence of lime on soil respiration, leaching of DOC, and C/S relationships in the mor humus of a haplic podsol. *Environment International* 20: 81-88.
- Andersson, S., 1996. Ectomycorrhizal activity as affected by soil liming. , Doctoral dissertation Department of ecology, Lunds university. Lund.
- Anonymous. 1997a.. Kväve från land till hav. Huvudrapport. Naturvårdsverket Rapport 4735. 113 sid.
- Anonymous. 1997b. Skogsstatistisk årsbok 1997. Skogsstyrelsen, Jönköping. 351 sid.
- Anonymous. 1997c. Kvicksilver i miljön - förekomst och effekter. Naturvårdsverket Rapport 4767. 67 sid. + bilaga.
- Anonymous. 1998. Skogsstatistisk årsbok 1998. Skogsstyrelsen, Jönköping. 347 sid.
- Arnold, G., Sweers, I.L., van Diest, A. 1993. Response of a Scots pine (*Pinus sylvestris*) stand to application of phosphorus, potassium, magnesium and lime. 2. Soil solution composition. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 41: 267-289.
- Arnolds, E. 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35: 209-244.
- Aronson, J.-A. 1995a. Optimering av kalkningsmetoder för att minimera skador på vegetationen. 25 sid.
- Aronson, J.-A. 1995b. Långsam alkalinisering av skogsmark. Skogsstyrelsen Rapport 5/1995.
- Aronsson, A. 1983. Growth disturbances caused by boron deficiency in some fertilized pine and spruce stands on mineral soils. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 116: 116-122.
- Aronsson, A. 1985. Trädens växtnäringstillstånd i områden med skogsskador. Skogsfakta Konferens 8: 51-54.
- Aronsson, A. 1988. Är det bättre att gödsla och kalka än att bara kalka? Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift, Supplement 22: 57-67.
- Aronsson, A., Barklund, P., Ehnström, B., Karlman, M., Lavsund, S., Lesi_ski, J.A., Nihlgård, B., Westman, L. 1995. Skador på barrträd. Skogsstyrelsens Förlag, Jönköping. 303 sidor.
- Arvantis, L., Hamza. 1997. Florans sammansättning i ett askbehandlat område, Gimåfors (SCA) ett år efter spridning av aska. Arbetsrapport, Askåterföring Gimåfors. 1997:1. 7 sid.
- Arvantis, L., Hamza. 1998. Florans sammansättning i ett askbehandlat område, Trönö (Mellanskog) ett år efter spridning av aska. Arbetsrapport, Askåterföring Trönö, 1998:1. 5 sid.
- Arvidsson, H., Lundkvist, H. 1998. Effekter av härdad vedaska till fastmark under hyggesfasen. Institutionen för Ekologi och miljövärd, SLU, Uppsala. Manuskript.
- Asche, N., Beese, F. 1986. Untersuchungen zur Schwermetalladsorption in einem sauren Waldboden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149: 172-180.
- Asche, N., Nolte, N. 1997. Waldkalkung mit Asche. Erste Ergebnisse eines Praxisversuches mit Braunkohleaschen im Sauerland. *AFZ/DerWald* 52: 16-20
- Auclair, A.N.D., Worrest, R.C., Lachance, D., Martin, H.C. 1992. Climatic perturbation as a general mechanism of forest dieback. I: Manion, P.D. & Lachance, D. (Eds.): *Forest Decline Concepts*. APS Press, St. Paul, Minnesota. pp: 38-58.

- Badalucco, L., Grego, S., Dell'Orco, S., Nannipieri, P. 1992. Effect of liming on some chemical, biochemical, and microbiological properties of acid soils under spruce (*Picea abies* L.). *Biology and Fertility of Soils* 14: 76-83.
- Bain, D.C., Mellor, A., Wilson, M.J. & Dutchie D.M.L. 1990. Weathering in Scottish and Norwegian catchments. In *The Surface Water Acidification Programme* (ed. B.J. Mason). Royal Society. London. SWAP final conference, March 1990. Cambridge University Press. pp: 223-236.
- Bain, D.C., Mellor, A., Wilson, M.J. & Dutchie D.M.L., 1994. Chemical and mineralogical weathering rates and processes in an upland granitic till catchment in Scotland. *Water, Air and Soil Pollution* 73. 11 – 27.
- Bain, D.C. & Bacon, J.R., 1994. Strontium isotopes as indicators of mineral weathering in catchments. *Catena* 22. 201-214.
- Bakker, M.R. 1998. Fine roots of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in the Netherlands seven years after liming. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 46: 209-222.
- Balsberg Pålsson, 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.
- Barber, S.A. 1984. Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach. John Wiley & Sons, New York. 398 pp.
- Barklund, P. 1989. Svampsjukdomar i kronan på tall och gran. Sveriges Lantbruksuniversitet. Skogsfakta Konferens nr 12: 28-32.
- Barklund, P. 1991. Sverige och Nordeuropa, kylan knäckte ekarna. *Skogen* 1/91: 50-52.
- Barklund, P. 1995. Trädvitalitet - patogena organismer - näringstillstånd. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift 134(11): 129-136.
- Barklund, P., Ericsson, A., Gemmel, P., Johansson, U., Olsson, M., Walheim, M., Åhman, G. 1995. Bark och vedskador hos granar med kådflöde. SLU, Info/Skog, rapport 15.
- Beese, F., Prenzel, J. 1985. Das Verhalten von Ionen in Buchenwaldöko-systemen auf podsoliger Braunerde mit und ohne Kalkung. *Allgemeine Forstzeitschrift* 41(43): 1162-1164.
- Beier, C., Gundersen, P. 1989. Atmospheric deposition to the edge of a spruce forest in Denmark. *Environmental Pollution* 60: 257-272.
- Belkacem, S., Nys, C. 1995. Consequences of liming and gypsum top-dressing on nitrogen and carbon dynamics in acid forest soils with different humus forms. *Plant and Soil* 173: 79-88.
- Bengtson, M., Hägermark, I., Rosengren-Brinck, U. 1998. Barrförlust och ståndortsfaktorer i granskog – data från riksskogstaxeringen och ståndortskarteringen. I : Rosengren-Brinck, U. (Red.): Barrförlust och luftföroreningar. Samband mellan kronutglesning och miljöfaktorer i barrskog. Naturvårdsverket Rapport 4890: 23-38.
- Berdén, M., Nilsson, S.I., Rosén, K., Tyler, G. 1987. Soil acidification - extent, causes and consequences. An evaluation of literature information and current research. Statens naturvårdsverk, Rapport 3292. 164 sid.
- Berg, A..1997. The response of soil weathering to climate change: laboratory and modelling studies. Akademisk avhandling för filosofie doktorsexamen. Kungliga tekniska högskolan, Stockholm.
- Berg, B. 1986a. The influence of experimental acidification on the decomposition of organic material and nutrient release in the forest floor. *Forest Ecology and Management* 15: 195-213.
- Berg, B. 1986b. The influence of experimental acidification on the needle litter decomposition in a *Picea abies* L. forest. *Scand. J. For. Res.* 1:317-322.
- Berg, B., Staaf, H. 1981. Chemical composition of main plant litter components at Ivantjärnsheden - Data from the decomposition studies. *Swed. Con. For. Res. proj. Internal report* 104. 17 pp.

- Berg, M.P., Verhoef, H.A. 1998. Ecological characteristics of a nitrogen-saturated coniferous forest in The Netherlands. *Biology and Fertility of Soils* 26: 258-267.
- Berg, B., Ekbohm, G., Söderström, B., Staaf, H. 1991. Reduction of decomposition rates of Scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. *Water, Air and Soil Poll.* 59: 165-177.
- Berggren, D. 1990. Species of Al, Cd and Cu in forest soil solutions: analytical methods, mobilization mechanisms, and toxicity to plants (Thesis). Department of Ecology, Plant Ecology, Lund University, Sweden.
- Berggren, D. 1992. Speciation and mobilization of aluminium and cadmium in podzols and cambisols of S. Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 62: 125-156.
- Berggren, D., Bergkvist, B., Falkengren-Grerup, U., Folkesson, L., Tyler, G. 1990. Metal solubility and pathways in acidified forest ecosystems of South Sweden. *Science of Total Environment* 96: 103-114.
- Bergholm, J. 1998. Effekter av gödsling med Skog-Vital på mark- och markvatten i Skogabyförsöket. I: Nohrstedt, H.-Ö. (Red.). Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Naturvårdsverket, Rapport 4820: 55-80.
- Berghäll, S., Wijk, S., Wulff, S. Söderberg, U. 1995. Skogsskador i Sverige 1994. Resultat av skogsskadebevakningen från riksskogstaxeringen och skogsvårdsorganisationens observationsytor. Skogsstyrelsen Rapport 4 1995. 44 sid.
- Bergkvist, B. 1986. Leaching of metals from a spruce forest soil as influenced by experimental acidification. *Water, Air and Soil Pollution* 31: 901-916.
- Bergkvist, B. 1987. Leaching of metals from forest soils as influenced by tree species and management. *Forest Ecology and Management* 22: 29-56.
- Bergkvist, B. 1995. In: Bertills, U., Hanneberg, P. (Eds.). Acidification in Sweden. What do we know today? Swedish Environmental Protection Agency, Report 4422.
- Bergkvist, B., Folkesson, L., Berggren, D. 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr and Ni in temperate forest ecosystems. A literature review. *Water, Air and Soil Pollution* 47: 217-286.
- Bergkvist, B., Folkesson, L., Olsson, K. 1987. Fluxes of protons, metals and anions in spruce, beech and birch forest ecosystems. In: Direct effects of dry and wet deposition on forest ecosystems - in particular forest ecosystems. p 79 Commission of the European Communities, EUR 11264.
- Bergström, S. 1993. Climate change impacts on northern water resources in Sweden. *Vannet i Norden* 26: 4-27.
- Bernes, C. (Red.). 1987. Tungmetaller, förekomst och omsättning i naturen. Naturvårdsverket, Monitor 1987. 182 sid.
- Bernes, C. 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Naturvårdsverket, Solna. Monitor nr 12. 144 sid.
- Bernes, C. 1993. The Nordic environment – present state, trends and threats. *Nord* 1993:12. 212 sid.
- Bertills, U., von Brömssen, U., Sarr, M. 1989. Försurningsläget i enskilda vattentäkter i Sverige. Sveriges naturvårdsverk, Rapport 3567. 157 sid.
- Bertills, U., Hanneberg, P. 1995. Försurningen i Sverige - vad vet vi egentligen. Naturvårdsverket, Rapport 4421. 107 s.
- Bibak, A., Borggaard, O.K. 1994. Molybdenum adsorption by aluminium and iron oxides and humic acid. *Soil Science* 158: 323-328.
- Billett, M.F., Parker-Jervis, F., Fitzpatrick, E.A., Cresser, M.S. 1993. Forest soil chemical changes between 1949/50 and 1987. *Journal of Soil Science* 41: 133-145.

- Binkley, D., Richter, D. 1987. Nutrient cycles and H⁺ budgets of forest ecosystems. *Advanced Ecology Research* 16: 1-51.
- Binkley, D., Högborg, P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecology and Management* 92: 119-152.
- Blette, V.L., Newton, R.M. 1996. Effects of watershed liming on the soil chemistry of Woods Lake, New York. *Biogeochemistry* 32: 175-194.
- Bloom, P.R., McBride, M.B., Weaver, R.M. 1979. Aluminium organic matter in acid soils: buffering and solution aluminium activity. *Soil Science Society of America Journal* 43: 488-493.
- Bobbink, R. 1998. Kvävenedfallet i Västereuropa. *Biodiverse från Centrum för biologisk mångfald* 3: 5-7.
- Bonneau, M., Landmann, G., Nys, C. 1990/91. Fertilization of declining conifer stands in the Vosges and in the French Ardennes. *Water, Air and Soil Pollution* 54: 577-594.
- Borg, H. 1987. Trace metals and water chemistry of forest lakes in northern Sweden. *Water Research* 21: 65-72.
- Borg, H., Johansson, K. 1989. Metal fluxes to Swedish forest lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 47: 427-440.
- Borg, H., Andersson, P., Nyberg, P., Olofsson, E. 1995. Influence of wetland liming on water chemistry of acidified mountain streams in Lofsdalen, central Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 907-912.
- Borken, W., Brumme, R. 1997. Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO₂, N₂O and CH₄ fluxes. *Soil Use and Management* 13: 251-257.
- Boudot, J.P., Becquer, T., Barrière, G., Letouzey, J. 1994. Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in silver fir forest in the Vosges mountains (France). *Annales des Sciences Forestières* 51: 27-51.
- Boxman, D., van Dijk, H., Roelofs, J. 1988. Critical loads for nitrogen with special emphasis on ammonium. In: Nilsson, J. & Grennfelt, P. (Eds.): *Critical loads for sulphur and nitrogen. Miljörapport 1988:15*, Köpenhamn, pp: 295-322.
- Brady, N.C., Weil, R.R. 1996. *The Nature and Properties of Soils*. MacMillan Publishing Company, New Jersey. 740 sid.
- Braekke, F.H. 1994. Diagnostiske grenseverdier for næringsselementer i gran og furunåler. *Aktuelt fra Skogforsk* Nr. 15-94. 11 sid.
- Brahmer, G. 1994. Effects of whole catchment liming and Mg addition on soil water and runoff at two forested watersheds in the Black Forest (Germany). *Forest Ecology and Management* 68: 47-60.
- Bramryd, T. 1985. Torv- och vedaska som gödselmedel. *Naturvårdsverket Rapport 1997*. Stockholm.
- Bramryd, T., Fransman, B. 1985. Utvärdering av äldre gödslings- och kalkningsförsök med torv- och vedaska i Finland och Sverige. *Naturvårdsverket Rapport 1991*. 60 sid.
- Bramryd, T., Fransman, B. 1995. Silvicultural use of wood ashes - effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris*, L.) forest soil. *Water, Air and Soil Pollution* 85:1039-1044.
- Bramryd, T., Fransman, B., Nihlgård, B. 1996. Vidga det skogliga kretsloppet: Återför näringsämnena! *Skog & Forskning* 3/96: 32-37.
- Brandrud, T.E. 1998. Biologisk mangfold og kalking – effekter på vannvegetasjon. I: Örngren, D. & Fjaestad-Wennberg, J. (Red.): *Förurning och kalkning. Dokumentation från ett seminarium i Lökeberg 15-17 sept. 1997*. Naturvårdsverket, Rapport 4891: 46-48.

- Brodin, Y.-W. 1990. Effekter av svavel och kvävebelastning på skogsmark, yt- och grundvatten. Naturvårdsverket Rapport 3762. 153 sid.
- Brown, B.A., Munsell, R.I., Holt, R.F., King, A.V. 1956. Soil reactions at various depths as influenced by time since application and amounts of limestone. Soil Science Society of America Proceedings 20: 518-522.
- Brumme, R., Beese, F. 1992. Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO₂ and N₂O from a temperate forest. Journal of Geophysical Research 97: 12851-12858.
- Brunet, J., Neymark, M. 1992. Importance of soil acidity to the distribution of rare forest grasses in south Sweden. Flora 187: 317-326.
- Brümmer, G.W., Herms, U. 1983. Influence of soil reaction and organic matter on solubility of heavy metals in soils. In Ulrich, B. and Pankrath, J. (Eds.): Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems, pp 233-243. D. Riedel Publishing Company Dordrecht, Germany.
- Bråkenhielm, S. 1977. Vegetation dynamics of afforested farmland in a district of south-eastern Sweden. Act. Phytogeogr. Sue. 63.
- von Brömssen, U. 1989. Acidification trends in Swedish groundwaters. Review of time series 1950-85. Naturvårdsverket, Rapport 3547. 67 sid.
- van den Burg, J. 1991. Results and experiences from fertilization experiments in The Netherlands. Fertilizer Research 27: 107-111.
- Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Breuer, L., Papen, H. 1997. Fluxes of NO and N₂O from temperate forest soils: impact of forest type, N deposition and of liming on the NO and N₂O emissions. Nutrient Cycling in Agroecosystems 48: 79-90.
- Bydén, S., Lind, B., Martinsson, A., Nyström, U. 1997. Sjövattnen som indikator på markförsurning. Skogsstyrelsen Rapport 1997:1. 41 sid.
- Bååth, E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). Water, Air, and Soil Pollution 47: 335-379.
- Bååth, E., Arnebrant, K. 1994. Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. Soil Biology and Biochemistry 26: 995-1001.
- Bååth, E., Berg, B., Lohm, U., Lundgren, B., Lundkvist, H., Rosswall, T., Söderström, B., Wirén, A. 1980. Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. Pedobiologica 20: 85-100.
- Bååth, E., Lundgren, B., Söderström, B. 1979. Effects of artificial rain on microbial activity and biomass. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 23:737-740.
- Bååth, E., Lundgren, B., Söderström, B. 1981. Effects of nitrogen mineralization on the activity and biomass of fungi and bacteria in a podzolic soil. Zentralbl. Bakteriell. Parasitenkd. Infektionskr. Hyg. Abt. 1. Orig. Reihe C 2: 90-98.
- Callesen, I., Thorman, A., Raulund-Rasmussen, K., Stryhn, H., Østergaard, H.S. 1996. Nitrat-koncentrationen i jordvand under danske skove. Dansk Skovbrugs Tidsskrift 81: 73-93.
- Cape, J.N., Freer-Smith, P.H., Paterson, I.S., Parkinson, J.A., Wolfenden, J. 1990. The nutritional status of *Picea abies* (L.) Karst. across Europe, and implications for 'forest decline'. Trees 4: 211-224.
- Chang, F.-H., Alexander, M. 1984. Effects of simulated acid precipitation on decomposition and leaching of organic carbon in forest soils. Soil Science 138: 226-234.
- Christersson, L., von Fircks, H. 1989. Frost och frostsorka som stressfaktorer. Skogsfakta Konferens nr 12: 35-42.

- Cirno, C.P., Driscoll, C.T. 1996. The impacts of a watershed CaCO_3 treatment on stream and wetland biogeochemistry in the Adirondack Mountains. *Biogeochemistry* 32: 265-297.
- Clarholm, M. 1994. Granulated wood ash and a "N-free" fertilizer to a forest soil – effects on P availability. *Forest Ecology and Management* 66: 127-136.
- Clemensson-Lindell, A., Persson, H. 1993. Long-term effects of liming on the fine-root standing crop of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* in relation to chemical changes in the soil. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 384-394.
- Clemensson-Lindell, A., Persson, H. 1995a. Fine-root vitality in a Norway spruce stand subjected to varying nutrient supplies. *Plant and Soil* 168-169: 168-169.
- Clemensson-Lindell, A., Persson, H. 1995b. The effects of nitrogen addition and removal on fine-root vitality and distribution in three catchment areas at Gårdsjön. *Forest Ecology and Management* 71: 123-131.
- Cole, W.D. 1995. Soil nutrient supply in natural and managed forests. *Plant and Soil* 168-169: 43-53.
- Cronan, C.S. 1985. Comparative effects of precipitation acidity on three forest soils: carbon cycling responses. *Plant and Soil* 88:101-112.
- Cronan, C.S., Grigal, D.F. 1995. Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24: 209-226.
- Dahlberg, A., Jonsson, L., Nylund, J.-E. 1997. Species diversity and distribution of biomass above and Below ground among ectomycorrhizal fungi in an old-growth Norway spruce forest in south Sweden. *Canadian Journal of Botany* 75: 1323-1335.
- Dahlgren, R.A., Marrett, D.J. 1991. Organic carbon sorption in arctic and subalpine Spodosol B horizons. *Soil Science Society of America Journal* 55: 1382-1390.
- Danielsson, B.-O., Nilsson, T. 1998. Återföring av självhårdad aska. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi, rapport nr 1997/7. 31 sid. + bil.
- David, M.B., Vance, G.F., Rissing, J.M., Stevenson, F.J. 1989. Organic carbon fractions in extracts of O and B horizons from a New England Spodosol: Effects of acid treatment. *Journal of Environmental Quality* 18: 212-217.
- Derome, J., Kukkola, M., Mälkönen, E. 1986. Forest liming on mineral soils. Results of Finnish experiments. SNV Rapport 3084. 107 sid.
- de Temmerman, L., Ronse, A., van den Cruys, K., Meeus-Verdinne, K. 1988. Ammonia and pine tree dieback in Belgium. I: Mathy, P. (Ed.): *Air Pollution and Ecosystems*. Proc. Int. Symp., Grenoble, France, 18-22 May 1987. sid: 774-779.
- de Vries, W., Reinds, G.J. 1994. Assessment of critical loads and their exceedance on European forest using a one-layer steady-state model. *Water, Air, and Soil Pollution* 72: 357-394.
- de Vries, W., Leeters, E.E.J.M., Hendriks, C.M.A., van Dobben, H., van den Burg, J., Boumans, L.J.M. 1995. Large scale impact of acid deposition on forests and forest soils in the Netherlands. In: Heij, G.J. & Erisman, J.W. (Eds.): *Acid rain research: Do we have enough answers?* Elsevier, Amsterdam.
- Dietrichson, J. 1996. Are climatic temperature changes a threat to broadleaves. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*. Supplement No. 24: 79-88.
- Dise, N.B., Wright, R.F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management* 71: 153-161.
- Dormling, I. 1985. Skadorna på granar i år - höstvädret 1984 bär största skulden. *Skogen* 7-85: 17-18.
- Driscoll, C.T., Fuller, R.D., Simone, D.M. 1988. Longitudinal variations in trace metal concentrations in a northern

forested ecosystem. Journal of Environmental Quality 17: 101-107.

Eary, L.E., Rai, D., Mattigod, S.V., Ainsworth, C.C. 1990. Geochemical factors controlling the mobilization of inorganic constituents from fossil fuel combustion residues: II. Review of the minor elements. Journal of Environmental Quality 19: 202-214.

Egnell, G., Albrektsson, A., Örlander, G., Jansson, E., Sjögren, H. 1991. Hesselmanns helhackningsförsök på tallhed i Vindeln - tillväxt och näringsförhållanden 67 år efter markberedning. Arbetsrapport nr 55. Institutionen för skogsskötsel, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.

Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslien, J., Westling, O., Örlander, G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen Rapport 1998:1. 170 sid.

Ehnström, B. 1989. Insektsskador i skogen - förr och nu. Skogsfakta Konferens nr 12: 20-27.

Eichhorn, J., Grabowski, H. 1991. Immissionsbelastung des Bodenlebens und der Baumwurzeln. AFZ 46(2): 70-73.

Eilertsen, O., Stabbetorp, O., Bendiksen, E. 1997. Vegetasjonsundersøkelser. I Nilsen, P. (Red.): FoU-programmet "Miljøtiltak i skog". Årsmelding 1996. Aktuelt fra Skogforsk nr. 5-97: 17-20.

Ek, J. & Snäll, S. 1995. Vittringsbenägenhet hos olika bergarter. Sveriges geologiska undersökning. Delrapport 12.12. 1995 av FOU projekt 5145, Uppsala.

Ek, J., Snäll, S. 1997. Vittringsbenägenhet hos olika bergarter. Slutrapport projekt 5145. Sveriges geologiska undersökning. Uppsala. Stencil.

Ek, P. 1996. Återföring av restprodukter från Stora Gruvöns sulfatmassafabrik till skogsmark. Examensarbete, Avd. för Restproduktteknik, Inst. för Samhällsbyggnadsteknik, Tekniska Högskolan i Luleå, 1996:136E. 73 sid. + bil.

Ekstrand, S., Hansen, C. 1996. Satellitbaserad kartläggning av kronutglesning i Bohuslän. Analys av sambandet mellan kronutglesning och markvariabler. IVL rapport B 1228. 40 sid.

Eldhuset, T.D. 1988. Virkninger av aluminium på høyere planter ved lav pH: En litteraturoversikt. Medd. fra Norsk Institutt for Skogforskning 40(8): 1-19.

Elfving, B. 1990. Bonitet och tillväxt i den nya skogen. Ur: Aktuella skogsskötselfrågor. Föredrag från delkonferensen Skogsskötsel vid skogskonferensen i Umeå 1988. Institutionen för skogsskötsel, arbetsrapport nr 47. 65-76.

Elfving, B., Tegnhammar, L. 1996. Trends of growth in Swedish forests 1953-1992: an analysis based on sample trees from the National Forest Inventory. Scandinavian Journal of Forest Research 11: 38-49.

El-Mogazi, D., Lisk, D.J., Weinstein, L.H. 1988. A review of physical, chemical, and biological properties of fly ash and effects on agricultural ecosystems. Science of the Total Environment 74: 1-37.

Elvingson, P., Ågren, C. 1998. Luftföroreningar och försurning. 96 sid.

Engdahl, M., 1997. Clast lithology, provenance and weathering of Quaternary deposits in Västergötland, Sweden. Department of geology, Earth science centre, Göteborg university.

Ericsson, A., Nordén, L.-G., Näsholm, T., Walheim, M. 1993. Mineral nutrient imbalances and arginine concentrations in needles of *Picea abies* (L.) Karst. from two areas with different levels of airborne deposition. Trees 8: 67-74.

Ericsson, A., Walheim, M., Nordén, L.-G., Näsholm, T. 1995a. Concentrations of mineral nutrients and arginine in needles of *Picea abies* trees from different areas in southern Sweden in relation to nitrogen deposition and humus form. Ecological Bulletin 44: 147-157.

Ericsson, T., Göransson, A., Van Oene, H., Gobran, G. 1995b. Interactions between aluminium, calcium and magnesium - Impacts on nutrition and growth of forest trees. Ecological Bulletin 44. 191-196.

- Eriksson, C.P., Hellgren, M., Holmgren, P., Olsson, M. 1997. On the prediction of forest soil productivity. In (ed C.P. Eriksson) On the estimation of forest soil fertility by means of soil-site studies. Licentiatavhandling. Institutionen för skoglig marklära, Rapport 75, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala
- Eriksson, E. 1996a. Skogsmarkskalkningens effekter på grundvattnets beskaffenhet. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 189-196.
- Eriksson, E., Karlton, E., Lundmark, J.E. 1992. Acidification of forest soils in Sweden. *Ambio* 21: 150-154.
- Eriksson, F. 1990. Vegetationsförändringar inom kalkade områden på Fulufjället. I: Bogelius, A. (red). Kalkningseffekter på flora och fauna. Rapport från konferenser i Göteborg den 7 juni och Gävle den 14 juni 1990. Fiskeristyrelsen Meddelande nr 1, 1990: 34.
- 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. 1991. Sources and sinks of carbon dioxide in Sweden. *Ambio* 20: 146-150.
- Eriksson, H. M. 1996a. Effects of tree species and nutrient application on distribution and budgets of base cations in Swedish forest ecosystems. *Acta Universitatis Agriculturae Suecica, Silvestria* 2. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala
- Eriksson, H. M. 1996b. Askåterföring – näringsekologiska effekter. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift 135(13): 53-60.
- Eriksson, H. M. 1998a. Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 2: 43-55.
- Eriksson, J., Börjesson, P. 1991. Vedaska i skogen - en litteraturstudie. Vattenfall, FUD rapport 1991/46, Stockholm.
- Eriksson, J. 1992. Karakterisering av vedaska. Vattenfall, FUD-Rapport U(B) 1992/48. 38 sid.
- Eriksson, J. 1993. En utvärdering av tänkbara vitaliseringsmedel för skogsmark. Naturvårdsverket, Rapport 4201. 100 sid.
- Eriksson, J. 1996c. Härdade vedaskors upplösning i skogsjord. NUTEK R 1996:50.
- Eriksson, J. 1998b. Dissolution of hardened wood ashes in forest soils: studies in a column experiment. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 2: 23-32.
- Erland, S., Söderström, B. 1991. Effects of lime and ash treatments on ectomycorrhizal infection of *Pinus sylvestris* L. Seedlings planted in a pine forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 6: 519-525.
- Erland S., Söderström, B., Andersson, S. 1990. Effects of liming on ectomycorrhizal fungi infecting *Pinus sylvestris*. II. Growth rates in pure culture at different pH values compared to growth rates in symbiosis with the host plant. *New Phytologist* 115: 683-688.
- Etiégni, L., Campbell, A.G. 1991. Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technology* 37: 173-178.
- EU, COM 88. 1997. Communications from the Commission to the Council and the European Parliament on the community strategy to combat acidification.
- Evans, A., Anderson, T.J. 1990. Aliphatic acids: Influence on sulfate mobility in a forested cecil soil. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1136-1139.
- Evers, F.H. 1991. Forest fertilization – present state and history with special reference to South German conditions.

Fertilizer Research 27: 71-86.

Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. *Oecologia* 70: 339-347.

Falkengren-Grerup, U. 1987. Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. *Environmental Pollution* 43: 79-90.

Falkengren-Grerup, U. 1989. Effect of stemflow on beech forest soils and vegetation in southern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 26: 341-352.

Falkengren-Grerup, U. 1989. Soil acidification and its impact on ground vegetation. *Ambio* 18: 179-183.

Falkengren-Grerup, U. 1990. Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929-54 and 1979-88 as related to soil pH. *Vegetatio* 86: 143-150.

Falkengren-Grerup, U. 1992. Mark- och floraförändringar i sydsvensk ädellövskog. Naturvårdsverket Rapport 4061. 97 sid.

Falkengren-Grerup, U. 1995. Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. *Ecological Bulletin* 44: 215-226.

Falkengren-Grerup, U., Eriksson, H. 1990. Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 38: 37-53.

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

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. 1993a. Soil chemical properties excluding field-layer species from beech forest mor. *Plant Soil* 148: 185-191.

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

Falkengren-Grerup, U., Brunet, J., Quist, M.E. 1995. Sensitivity of plants to acidic soils exemplified by the forest grass *Bromus benekenii*. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1233-1238.

Falkengren-Grerup, U., Linnermark, N., Tyler, G. 1987. Changes in acidity and cation pools of south Swedish soils between 1949 and 1985. *Chemosphere* 16: 2239-2248.

Ferm, A., Hokkanen, T., Moilanen, M., Issakainen, J. 1992. Effects of wood bark ash on the growth and nutrition of a Scots pine afforestation in central Finland. *Plant and Soil* 147: 305-316.

Finlay, R.D. 1995. Interactions between soil acidification, plant growth and nutrient uptake in ectomycorrhizal associations of forest trees. *Ecological Bulletin* 44: 197-214.

Fiskesjö, A.-L., Ingelög, T. 1985. Floran och försurningen – effekter av SO₂ och NO_x. Kunskapsöversikt och tänkbara åtgärder för terrester flora (kärlväxter, mossor och lavar). Naturvårdsverket Rapport 3022.

FN/ECE och EG. 1998. Skogens tillstånd i Europa. 1998 års sammanfattande rapport. Utarbetad av Federala forskningscentralen för skog och skogsprodukter. 37 sid.

Folkesson, L., Nyholm, N.E.I., Tyler, G. 1990. Influence of acidity and other properties on metal concentrations in forest plants and animals. *The Science of the Total Environment* 96: 211-233.

Forsell, E. 1997. Long-term effects of liming and fertilization with N, P and K on ground vegetation, forest growth and soil chemistry of a Scots pine stand (*Pinus sylvestris*) in central Sweden. Examensarbete i ekologi och

miljövård/systemekologi. Avdelningen för systemekologi, institutionen för ekologi och miljövård, Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbeten och enskilda arbeten 1997:3. 44 sid. + bil.

Frank, A. 1998. 'Mysterious' moose disease in Sweden. Similarities to copper deficiency and/or molybdenosis in cattle and sheep. Biochemical background of clinical signs and organ lesions. Science of the Total Environment 209: 17-26.

Frank, A., Galgan, V. 1997. The moose as an environmental monitor. In: Environmental Biomonitoring, Exposure assessment and specimen banking. ACS Symposium series no 654: 57-64.

Frank, A., Galgan, V., Petersson, L.R. 1994. Secondary copper deficiency, chromium deficiency and trace element imbalance in the moose (*Alces alces* L.): Effect of anthropogenic activity. Ambio 23: 315-317.

Frank, J., Borchgrevink, I. 1982. Jordmonutviklingen under bestand av gran og asp i Ås. Meldinger fra Norges Lantbrukshøgskole. Vol. 61, nr 19.

Frank, J., Stabbetorp, O., Frivold, L.H., Eilertsen, O. 1988. Bjørkeinnblanding i barskog - effekter på jordforsuring, vegetasjonsutvikling og skogens vekst. I:

Fransman, B., Nihlgård, B. 1995. Water chemistry in forested catchments after topsoil treatment with liming agents in South Sweden. Water, Air and Soil Pollution 85: 895-900.

Fransman, B., Nihlgård, B. 1997. Long-term impact of lime and wood ash on carbon and nitrogen in forest soils. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund. Manuskript.

Fransman, B., Nihlgård, B., Dahlgren, M. 1996. Kalkning i skog för både mark och vatten. Skog & Forskning 3/96: 38-41.

Franzén, L. 1990. Transport, deposition and distribution of marine aerosols over southern Sweden during dry westerly storms. Ambio 19: 180-188.

Franzén, L. 1991. The changing frequency of gales on the Swedish west coast and its possible relation to the increased damage to coniferous forests of southern Sweden. International Journal of Climatology 11: 769-793.

Freer-Smith, P.H., Read, D.B. 1995. The relationship between crown condition and soil solution chemistry in oak and Sitka spruce in England and Wales. Forest Ecology and Management 79: 185-196.

Friberg, L., Andersson, A., Johansson, N., Nordberg, G., Skerfving, S. 1990. Hälsoeffekter och förorening. Underlag till forskningsprogram. Naturvårdsverket, Rapport 3823. 96 sid.

Friedland, A.J., Johnson, A. H. 1985. Lead distribution and fluxes in a high-elevation forest in Northern Vermont. Journal of Environmental Quality 14: 332-336.

Fritze, H. 1988. Influence of urban air pollution on needle litter decomposition and nutrient release. Scand. J. For. Res. 3:291-297.

Fritze, H., Smolander, A., Levula, T., Kitunen, V., Mälkönen, E. 1994. Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. Biology and Fertility of Soils 17: 57-63.

Fritze, H., Kapanen, A., Vanhala, P. 1995. Cadmium contamination of wood ash and fire-treated coniferous humus: effect on soil respiration. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 54: 775-782.

Fritze, H., Vanhala, P., Pietikäinen, J., Mälkönen, E. 1996. Vitality fertilization of Scots pine stands growing along a gradient of heavy metal pollution: short-term effects on microbial biomass and respiration rate of the humus layer. Fresenius Journal of Analytical Chemistry 354: 750-755.

Geary, R.J., Driscoll, C.T. 1996. Forest soil solutions: Acid/base chemistry and response to calcite treatment. Biogeochemistry 32: 195-220.

- Glatzel, G. 1985. Schwermetallbelastung von Wäldern in der Umgebung eines Hüttenwerkes in Brixlegg/Tirol. II. Wachstum und Mineralstoffernährung von Fichtenpflanzen (*Picea abies*) auf Schwermetallbelasteten Waldbodenhumus. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 102: 41-51.
- Glatzel, G., Kazda, M., Sieghardt, M. 1986. Zur Frage der Melioration versauerter Böden aus schadstoffbelasteten Nuchenwäldern durch Zufuhr von Kalk oder halbgebranntem Dolomit. Ein Gefässversuch mit Rotbuche (*Fagus sylvatica*). *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149: 658-667.
- Glatzel, G., Haselwandter, K., Katzensteiner, K., Sterba, H., Weißbacher, J. 1990/91. The use of organic and mineral fertilizers in reforestation and in revitalization of declining protective forests in the Alps. *Water, Air, and Soil Pollution* 54: 567-576.
- Gobran, G., Nilsson, S.I. 1988. Effects of forest floor leachate on sulfate retention in a Spodosol soil. *Journal of Environmental Quality* 17: 235-239.
- Gorham, E. 1957. The chemical composition of lake waters in Halifax County, Nova Scotia. *Limnology and Oceanography* 2: 12-21.
- Grahn, O. 1985. Macrophyte biomass and production in Lake Gårdsjön – an acidified clearwater lake in SW Sweden. *Ecological Bulletin* 37: 203-212.
- Graveland, J., van der Wal, R. 1996. Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines. *Oecologia* 105: 351-360.
- Graveland, J., van der Wal, R., van Balen, J.H., van Noordwijk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. *Nature* 368: 446-448.
- Grimvall, A., Stålnacke, P. 1996. Naturlig eller mänskligt betingad kväveökning i svenska vattendrag? I: Persson, G. (Red.). *Sjöar & vattendrag, årsskrift från miljöövervakningen 1995*. sid. 19-23.
- Grodzinski, W., Greszta, J., Laskowski, R., Maryanski, M., Rozen, A. 1990. Effect of the chemical composition of industrial dusts on forest floor organic matter accumulation. *Water, Air and Soil Poll.* 53: 169-178.
- Guan, X. 1997. Nutrient availability in Forest soils. Rhizospheric and sequential leaching studies. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria* 36. Doctoral thesis.
- Guggenberger, G., Zech, W. 1992. Retention of dissolved organic carbon and sulfate in aggregated acid forest soils. *Journal of Environmental Quality* 21: 643-653.
- Gundersen, P. 1995. Nitrogen deposition and leaching in European forests - preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1179-184.
- Gundersen, P., Rasmussen, L. 1990. Nitrification in forest soils: effects from nitrogen deposition on soil acidification and aluminium release. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 113: 1-45.
- Gupta, U.C. (Ed.). 1997. Molybdenum in agriculture. Cambridge University Press. 276 sid.
- Gupta, U.C., Lipsett, J. 1981. Molybdenum in soils, plants, and animals. *Advances in Agronomy* 34: 73-115.
- Gupta, U.C., Jame, Y.W., Campbell, C.A., Leyshon, A.J., Nicholaichuk, W. 1985. Boron toxicity and deficiency: A review. *Canadian Journal of Soil Science* 65: 381-409.
- Gustafsson, J.P., Johnsson, L. 1992. Selenium retention in organic matter of Swedish forest soils. *Journal of Soil Science* 43: 461-472.
- Gustafsson, J.P., Johnsson, L. 1994. The association between selenium and humic substances in forested ecosystems – laboratory evidence. *Appl. Org. Met. Chem.* 8: 141-147.
- Gustafsson, M.E.R. 1997. Raised levels of marine aerosol owing to increased storm frequency; a cause of forest decline in southern Sweden? *Agricultural and Forest Meteorology* 84: 169-177.

- Gyllin, M., Kruuse, A. 1996. Effekter på floran efter tillförsel av ved- och blandaska. NUTEK Rapport R 1996:36. 23 sid. + bil.
- Gärdenfors, U. 1992. Effect of artificial liming on land snail populations. *Journal of Applied Ecology* 29: 50-54.
- Gärdenfors, U., Waldén, H.W., Wäreborn, I. 1995. Effects of soil acidification on forest land snails. *Ecological Bulletins* 44: 259-270.
- Gärdenfors, U., Waldén, H.W., Wäreborn, I. 1996. Försurningseffekter på skogslevande snäckor. Återinventeringar, försökskalkningar, mark- och skalkemi. Naturvårdsverket Rapport 4605. 144 sid.
- Göransson, A., Eldhuset, T.D. 1991. Effects of aluminium on growth and nutrient uptake of small *Picea abies* and *Pinus sylvestris* plants. *Trees* 5: 136-142.
- Göttlein, A., Matzner, E. 1997. Microscale heterogeneity of acidity related stress-parameters in the soil solution of a forested cambic podzol. *Plant and Soil* 192: 95-105.
- Göttlein, A., Pruscha, H. 1991. Statistische Auswertung des Einflusses von saurer Beregnung und Kalkung auf die Wasserlöslichkeit organischer Bodeneinhaltsstoffe. *Forstwissenschaftliche Forschungen* 39: 221-228.
- Hahn, G., Marschner, H. 1998. Effect of acid irrigation and liming on root growth of Norway spruce. *Plant and Soil* 199: 11-22.
- Hallbäck, 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.
- Hallbäck, L., Popovic, B. 1985. Markemiska effekter av skogsmarkskalkning. Revision av skogliga kalkningsförsök. Naturvårdsverket SNV PM 1862.
- Hallbäck, L., Tamm, C.O. 1986. Changes in soil acidity from 1927 to 1982-84 in a forest area of south-west Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 1: 219-232.
- Hallbäck, 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.
- Hallbäck, L., Zhang, L., Kruuse, A. 1996. Kalkningseffekter på skogsmarkens vegetation. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 143-159.
- Hallgren Larsson, E., Knulst, J.C., Lövblad, G., Malm, G., Sjöberg, K., Westling, O. 1997. Luftföroreningar i södra Sverige 1985-1995. IVL-rapport B 1257. 142 sid. + bilagor.
- Hallingbäck, T. 1986. Lunglavarna, *Lobaria*, på reträtt i Sverige. *Svensk Botanisk Tidskrift* 80: 373-381.
- Hansen, K. 1997. The Danish forest condition survey. Existing and future networks. In: Aamlid, D. (Ed.): Crown condition assessment in the Nordic countries. Proceedings from an intercalibration course for Northern Europe on crown condition assessment, 24-25 June 1997, Norway. *Aktuelt fra Skogforsk* 10-97: 11-15.
- Hamburg, S.P., Cogbill, C.V. 1988. Historical decline of red spruce populations and climatic warming. *Nature* 331: 428-430.
- Harrison, A.F., Stevens, P.A., Dighton, J., Quarmby, C., Dickinson, A.L., Jones, H.E., Howard, D.M. 1995. The critical load of nitrogen for Sitka spruce forests on stagnopodsols in Wales: Role of nutrient limitations. *Forest Ecology and Management* 76: 139-148.
- Hasselrot, B., Grennfelt, P. 1987. Deposition of air pollutants in a wind-exposed forest edge. *Water, Air and Soil Pollution* 34: 135-143.

- Havas, M., Rosseland, B.O. 1995. Response of zooplankton, benthos, and fish to acidification: an overview. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 51-62.
- Haynes, R.J. (Ed.). 1986. Mineral nitrogen in the plant-soil system. Academic Press.
- Haynes, R., Swift, R. 1988. Effects of lime and phosphate additions on changes in enzyme activities, microbial biomass and levels of extractable nitrogen, sulphur and phosphorus in an acid soil. *Biol. Fertil. Soils* 6: 153-158.
- Hedlund, B., Eriksson, J., Petersson-Grawé, K., Öborn, I. 1997. Kadmium – tillstånd och trender. Naturvårdsverket Rapport 4759. 69 sid.
- Heilman, P. 1975. Effect of added salts on nitrogen release and nitrate levels in forest soils of the Washington coastal area. *Soil Science Society of America Proceedings* 39: 778-782.
- Helling, C.S., Chesters, G., Corey, R.B. 1964. Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Soil Science Society of America Proceedings* 28: 517-520.
- Hendershot, W.H., Fyles, J.W., Lawrence, M. 1990. Nutrient availability in FH horizon samples amended with fertilizer and lime. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 21: 933-939.
- Henriksen, A., Brakke, D.F. 1988. Increasing contribution of nitrogen to the acidity of surface waters in Norway. *Water, Air and Soil Pollution* 42: 183-201.
- Henriksen, A., Skogheim, O.K., Rosseland, B.O. 1984. Episodic changes in pH and aluminium speciation kill fish in a Norwegian salmon river. *Vatten* 40: 255-260.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I.S., Brakke, D.F. 1988. Lake acidification in Norway – present and predicted chemical status. *Ambio* 17: 259-266.
- Hesselman, H. 1926. Studier över barrskogens humustäcke, dess egenskaper och beroende av skogsvården. *Meddelanden från Statens Skogsförsöksanstalt* 22: 169-378.
- Hildebrand, E.E. 1990. Der Einfluss von Forstdüngungen auf die Lösungsfracht des Makroporenwassers. *Allgemeine Forstzeitschrift* 45(24): 604-607.
- Hindar, A. 1998. Markkalking i Norge. I: Örngren, D. & Fjaestad-Wennberg, J. (Red.): Försurning och kalkning. Dokumentation från ett seminarium i Lökeberg 15-17 sept. 1997. Naturvårdsverket, Rapport 4891: 33-35.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K., Lien, L. 1993. Betydningen av sjøsaltanrikt nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-Rapport 2917. 42 sid.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K., Semb, A. 1994. Acid water and fish death. *Nature* 372: 327-328.
- Hindar, A., Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. 1994. Miljøtiltak i skog - effekter på jordvann, avrenningsvann og vannlevende organismer. I: Nilsen, P. (Ed.): Tiltak mot forsuring av skog - en utredning om effekter på ulike deler av skogsystemet. *Aktuelt fra Skogforsk* 4/94: 3-32.
- Hindar, A., Nilsen, P., Skiple, A., Høgberget, R. 1995. Counteractions against acidification in forests ecosystems. Effects on stream water quality after dolomite application to forest soil in Gjerstad, Norway. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1027-1032.
- Hindar, A., Norgaard, E., Skiple, A. 1997. Avrenning- og jordvannsundersøkelser. I Nilsen, P. (Red.): FoU-programmet "Miljøtiltak i skog". Årsmelding 1996. *Aktuelt fra Skogforsk* nr. 5-97: 13-17.
- Hingston, F. J., Posner, A.M. and Quirk, J.P. 1968. Adsorption of selenite by goethite. *Adv. Chem.* 70. 82-90.
- Hinrichsen, D. 1986. Multiple pollutants and forest decline. *Ambio* 15: 258-265.
- Hippeli, P., Branse, C. 1992. Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988.

Forstwissenschaftliche Centralblatt 111: 44-60.

Holm, P.H., Eldhuset, T.D. 1996. The ratio between base cations and aluminium in soil solution as a criterion for critical loads in forest soil. Skogforsk, Research Paper 1/96.

Holmén, K. 1996. Växthusgasernas förändring i atmosfären. I: Berg, B. (Red.): Markdagen 1996. Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet, Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära nr 72. Sid: 45-65.

Holmroos, S. 1993. Karakterisering av vedaska. Vattenfall Utveckling AB, Rapport nr VU-E 93:64.

Hornetvedt, 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.

Houdijk, A.L.F.M., Roelofs, J.G.M. 1993. The effects of atmospheric nitrogen deposition and soil chemistry on the nutritional status of *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus nigra*, and *Pinus sylvestris*. Environmental Pollution 80: 79-84.

Hovland, J., Abrahamsen, G. 1976. Acidification experiments in conifer forest. 1. Studies on decomposition of cellulose and wood material. IR 27/76 SNSF Project, Oslo-Ås. 16 pp.

Howe, J., Wagner, M. 1996. The effect of papermill wastewater and organic amendments on sodium accumulation by potted cottonwoods. Environmental Pollution 92: 113-118.

Huber, C. 1996. Einfluß der Kalkung auf den Stoffhaushalt eines stickstoffgesättigten Fichtenökosystems. Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse aus den Kalkungsversuchen Höglwald. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79: 141-144.

Hughes, S., Norris, D.A., Stevens, P.A., Reynolds, B., Williams, T.G., Woods, C. 1994. Effects of forest age on surface drainage water and soil solution aluminium chemistry in stagnopodzols in Wales. Water, Air and Soil Pollution 77: 115-139.

Hultberg, H. 1985. Budgets of base cations, chloride, nitrogen and sulphur in the acid Lake Gårdsjön catchment, SW Sweden. Ecological Bulletins 37: 133-157.

Hultberg, H., Johansson, S. 1981. Acid groundwater. Nordic Hydrology 12: 51-64.

Hultberg, H., Nilsson, S.I., Nyström, U. 1995. Effects on soils and leaching after application of dolomite to an acidified forested catchment in the lake Gårdsjön watershed, south-west Sweden. Water, Air and Soil Pollution 85: 1033-1038.

Hultengren, S., Thor, G. 1998. Lavar avslöjar vår miljö. Biodiverse från Centrum för biologisk mångfald 3: 13-15.

Hung, L. & Trappe, J.M., 1983. Growth variation within and between species of mycorrhizal fungi in response to pH in vitro. Mycologia, 75. 234-241.

Hunt, J. 1987. Mechanical Site preparation. Part 1. - Establishment of *Pinus contorta* with different site preparation treatments and site types in Northern Sweden. Master of Science Thesis. Reports in Silviculture 21. Dept. of Silviculture, Swed. Univ. of Agric. Sci., Umeå.

Hutchinson, T.C., Bozic, L., Munoz-Vega, G. 1986. Responses of five species of conifer seedlings to aluminium stress. Water, Air and Soil Pollution 31: 283-294.

Hüttel, R.F. 1990. Nutrient supply and fertilizer experiments in view of N saturation. Plant and Soil 128: 45-58.

Hüttel, R.F., Zöttl, H.W. 1993. Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests – reviewing results from former and recent trials. Forest Ecology and Management 61: 325-338.

Hågvar, S., Kjöndahl, B.R. 1981. Decomposition of birch leaves: dry weight loss, chemical changes and effects of artificial acid rain. Pedobiologia 22:232-245.

- Högborg, P., Jensén, P. 1994. Aluminium and uptake of base cations by tree roots: a critique of the model proposed by Sverdrup et al. *Water, Air and Soil Pollution* 75: 121-125.
- Högborg, P., Johannisson, C., Hällgren, J.-E. 1993. Studies of ^{13}C in the foliage reveal interactions between nutrients and water in forest fertilization experiments. *Plant and Soil* 152: 207-214.
- Ingerslev, M. 1997. Effects of liming and fertilization on growth, soil chemistry and soil water chemistry in a norway spruce plantation on a nutrient-poor soil in Denmark. *Forest Ecology and management* 92: 55-66.
- Illmer, P., Schinner, F. 1991. Effects of lime and nutrient salts on the microbiological activities of forest soils. *Biol. Fertil Soils* 11: 261-266.
- Innes, J.L. 1993. *Forest health. Its assessment and status*. CAB International, Wallingford. 677 sid.
- Issakainen, J., Moilanen, M., Silfverberg, K. 1994. Effects of peat-ash fertilization on drained pine mires. (På finska, med engelsk summary). *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 499. 22 sid.
- Jacks, G. 1990. Mineral weathering studies in Scandinavia. In *The Surface Weathering in Scottish and Norwegian catchments*. In *The Surface Water Acidification Programme* (ed. B.J. Mason). Royal Society. London. SWAP final conference, March 1990. Cambridge University Press. pp: 215-222.
- Jacks, G., Knutsson, G. 1981. *Känsligheten för grundvattenförsurning i olika delar av landet (förstudie)*. KHM Teknisk rapport nr 11.
- Jacks, G., Knutsson, G. 1982. *Känsligheten för grundvattenförsurning i olika delar av landet (huvudrapport)*. KHM Teknisk rapport nr 49.
- Jacks, G., Åberg, G., Hamilton, P.J. 1989. Calcium budgets for for catchments as interpreted by strontium isotopes. *Nordic Hydrology* 20: 85-96.
- Jackson, J.F., Chapman, K.S.R. 1975. The role of boron in plants. I: Nicholas, D.J.D., Egan, A.R. (Eds.): *Trace elements in soil-plant-animal systems*. Academic Press, New York. pp: 213-225.
- Jacobson, S. 1997. Återföring av aska kan ge tillväxtförluster. *SkogForsk Resultat* Nr 23 1997. 4 sid.
- Jacobsson, S., 1998. Återföring av aska på skoglig fastmark - effekter på trädens koncentration av tungmetaller. *Skogforsk. Arbetsrapport* nr 396.
- Jacobson, S., Nohrstedt, H.-Ö. 1993. Effects of repeated nitrogen supply on stem growth and nutrients in needles and soil. *SkogForsk Report* No. 1, 1993. 36 p.
- Jacobson, S., Ring, E. 1993. Delrapport 1993 för projekt "Tillämpad forskning rörande effekterna på skogsproduktion av återföring av aska och gröndelar." Projekt U(B)92-794. Stencil.
- Jacobsson, S., Ring, E. 1995a. Effekter av granulerad vedaska på skogsproduktion, barrkemi och markvattenkemi. *Skogforsk. Slutrapport till NUTEK*. Manuskript
- Jacobson, S., Ring, E. 1995b. Askan åt skogen - deponeringslösning eller markvård? *SkogForsk Resultat* Nr 2 1995. 4 sid.
- Johansson, K. 1997. Vedaska i skogsmark minskar cesiumhalt? *Skogseko* 2/97: 14.
- Johansson, K., Bringmark, E., Lindevall, L., Wilander, A. 1995. Effects of acidification on the concentrations of heavy metals in running waters in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 779-784.
- Johansson, M.-B. 1982. Björkens och tallens förnor. En jämförelse gällande kvantitet och kvalitet. I: Lundmark, J.-E. (ed.). *Björkens egenskaper och markekologiska funktion i blandbestånd med tall*. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära 40:4. Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Johansson, M.-B. 1984. Omsättningshastigheten hos barr- och lövförnor på bränt och obränt hygge jämfört med

slutet bestånd. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära 49. Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

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. Reports in Forest Ecology and Forest Soils 56, Dept. of Forest Soils, Swed. Univ. of Agric. Sci., Uppsala.

Johansson, M.-B. 1987. Radikal markberedning - olämpligt sätt att utnyttja kväveförrådet i avverkningsresterna. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift 2/87:35-42.

Johansson, M.-B. 1991. The influence of soil scarification on the turn-over rate of organic matter and nitrogen release at clear-cut areas in north of Sweden. Finnish Forest news, Vol. 3 (3).

Johansson, M.-B. 1992. The influence of disk trenching on the turn-over rate of organic matter and nutrient release. Reports in Forest Ecology and Forest Soils 66. Dept. of Forest Soils, Swed. Univ. of Agric. Sci., Uppsala.

Johansson, M.-B. 1995. The chemical composition of needle and leaf litter from Scots pine, Norway spruce and White birch. Forestry 68: 49-62.

Johnsson, L. 1995. Effect of acidification on retention, leaching and loss of selenium in a podzol profile – a laboratory study. Ecological Bulletins 44: 123-128.

Jonasson, S.A., Lång, L.-O., Swedberg, S. 1985. Faktorer som påverkar pH och alkalinitet - en analys av sura brunnsvatten i sydvästra Sverige. Statens naturvårdsverk, Rapport 3021. 84 sid.

Jonasson, S.A., Lång, L.-O., Swedberg, S. 1989. Vattnets surhet i grävda brunnar i Värmland 1949-1985. Statens naturvårdsverk, Rapport 3831. 62 sid.

Jongman, A.G., van Breemen, N., Lundström, U., van Hess, P.A.W., Finlay, R.D., Srinivasan, M., Unestam, T., Giesler, R., Melkerud, P.-A., Olsson, M. 1997. Rock-eating fungi. Nature 389, 1997, 682-683

Jäppinen, J.-P., Hotanen, J.-P. 1990. Effect of fertilisation on the abundance of bryophytes in two drained peatland forests in Eastern Finland. Annales Botanici Fennici 27: 93-108.

Jönsson, O., Nilsson, C. 1996. Aska från biobränslen. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift 135(13): 25-36.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 1992. Trace elements in soils and plants. 2nd Edition. CRC Press, Boca Raton, Florida. 365 sid.

Kahl, J.S., Fernandez, I.J., Rustad, L.E., Peckenham, J. 1996. Threshold application rates of wood ash to an acidic forest soil. Journal of Environmental Quality 25: 220-227.

Kaila, A., Soini, S., Kivinen, E. 1954. Influence of lime and fertilizers upon the mineralization of peat nitrogen in incubation experiments. Journal Sci. Agricultural Society Finland 26: 79-95.

Kallander, H., Smith, H.G. 1989. Defective eggshells and abnormally small clutches in Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* in a south Swedish pine wood. Auk 106: 48-50.

Kandler, O., Innes, J.L. 1995. Air pollution and forest decline in Central Europe. Environmental Pollution 90: 171-180.

Karimian, N., Cox, F.R. 1978. Adsorption and extractability of molybdenum in relation to some chemical properties of soil. Soil Science Society of America Journal 42: 757-761.

Karlman, M. 1989. Gremmeniella abietina - ett orostecken! Skogsfakta Konferens nr 12: 49-53.

Karlsson, N. 1961. Om molybden i svensk vegetation och mark samt några därmed sammanhängande frågor. Statens lantbrukskemiska kontrollstation, meddelande nr 23. 243 sid.

- Karlsson, P., Bergholm, J. 1998. Kronutglesning - markkemi - barrkemi. Skogsskadeinventeringen i Blekinge år 1984. I: Rosengren-Brinck, U. (Red.): Barrförlust och luftföroreningar. Samband mellan kronutglesning och miljöfaktorer i barrskog. Naturvårdsverket Rapport 4890: 79-98.
- Karlton, E. 1998. Baskatjoner och aciditet i svensk skogsmark - tillstånd och förändringar. En rapport baserad på en delmängd av Ståndortskarteringen's jordprover från första (1983-1985) och andra (1993-1996) inventeringar. Rapport 5, 1998. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Kartusch, B., Kartusch, R., Wilgony, P. 1991. Site-specific differences in calcium oxalate content of the secondary phloem of spruce (*Picea abies* Karst.) *Flora* 185:377-384.
- Kasimir-Klemetsson, Å., Klemetsson, L. 1996. Markanvändning påverkar avgivning av växthusgas. I: Berg, B. (Red.): Markdagen 1996. Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet, Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära nr 72. Sid: 19-31.
- Kato', F. 1967. Auftreten und Bedeutung des Wurzelschwammes in Fichtenbeständen Niedersachsens. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen, Band 39.
- Katzensteiner, K., Glatzel, G., Kazda, M. 1992. Nitrogen-induced nutritional imbalances - a contributing factor to Norway spruce decline in the Bohemian Forest (Austria). *Forest Ecology and Management* 51: 29-42.
- Kaupenjohann, M. 1995. 10 Jahre Waldkalkung. Wirkungen der Kalkung auf Bäume und Bodenvegetation. *Allgemeine Forstzeitschrift* 50: 942-945.
- Kaupenjohann, M., Zech, W. 1989. Waldschäden und Düngung. *Allgemeine Forstzeitschrift* 44: 1002-1008.
- Kaupenjohann, M., Zech, W., Hantschel, R., Horn, R., Schneider, B.U. 1989. Mineral nutrition of forest trees: a regional survey. I: Schulze, E.-D., Lange, O.L., Oren, R. (Eds.): *Forest Decline and Air Pollution*. Ecological Studies. sid: 282-296.
- Kauppi, P.E., Mielikäinen, K., Kuusela, K. 1992. Biomass and carbon budget for European forests, 1971-1990. *Science* 256: 70-74.
- Kauppila, A., Lähde, E. 1975. On the effects of soil treatments on forest soil properties in North Finland. *Folia Forestalia* 230. 29 pp.
- Kazda, M. 1990. Indications of unbalanced nitrogen nutrition of Norway spruce stands. *Plant and Soil* 128: 97-101.
- Kellner, O. 1993a. Effects of nitrogen addition on the population dynamics and flowering of *Pulsatilla vernalis*. *Canadian Journal of Botany* 71: 732-736.
- Kellner, O. 1993b. Effects of fertilisation on forest flora and vegetation. Uppsala University. Comprehensive summaries of Uppsala dissertations from the Faculty of Sciences no. 464. 32 pp.
- Kellner, O. 1993c. Effects on associated flora of silvicultural nitrogen fertilization repeated at long intervals. *Journal of Applied Ecology* 30: 563-574.
- Kellner, O., Redbo-Torstenson, P. 1995. Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests. *Ecological Bulletin* 44: 227-237.
- Kellner, O., Weibull, H. 1998. Effects of wood ash on bryophytes and lichens in a Swedish pine forest. Manuskript accepted in *Scandinavian Journal of Forest Research*.
- Khanna, P.K., Raison, R.J., Falkner, R.A. 1994. Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. *Forest Ecology and Management* 66: 107-125.
- Killham, K., 1994. *Soil Ecology*. Cambridge University Press.
- Kohh, E. 1985. Blåsten boven. *Skogen* 7-85: 22-24.

- Kolb, T.E., McCormick, L.H. 1993. Etiology of sugar maple decline in four Pennsylvania stands. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2395-2402.
- Kraske, C.R., Fernandez, I.J. 1993. Biogeochemical responses of a forested watershed to both clearcut harvesting and papermill sludge application. *Journal of Environmental Quality* 22: 776-786.
- Kratz, W., Brose, A., Rose, M. 1991. Der Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf bodenchemische und bodenbiologische Prozesse in einem geschädigten Kiefern-Eichenforst in Berlin (Grunewald). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 20: 441-449.
- Kreutzer, K., 1995. Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil* 168-169: 447-470.
- Kreutzer, K., Reiter, R., Schierl, R., Göttlein, A. 1989. Effects of acid irrigation and liming in a Norway spruce stand (*Picea abies* L. [Karst.]). *Water Air Soil. Pollut.* 48: 111-125.
- Kubin, E. 1995. The effect of clear cutting, waste wood collecting and site preparation on the nutrient leaching to groundwater. In L.O. Nilsson, R.F. Hüttel & U.T. Johansson (eds.). *Nutrient Uptake and Cycling in Forest Ecosystems*, pp. 661-670.
- Kårén, O., Roberntz, P. 1991. Kronutglesning och markkemiska faktorer – en pilotstudie baserad på Skogsstyrelsens observationsytor. Examensarbete i skoglig marklära, Institutionen för skoglig ståndortslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå. 37 sid. + bilagor.
- Kårén, O., Nylund, J.-E. 1996. Effects of N-free fertilization on ectomycorrhiza community structure in Norway spruce stands in Southern Sweden. *Plant and Soil* 181: 295-305.
- Kårén, O., Nylund, J.-E. 1997. Effects of ammonium sulphate on the community structure and biomass in a Norway spruce stand in southwestern Sweden. *Canadian Journal of Botany* 75, 1628-1642.
- Kårén, O., Högborg, N., Dahlberg, A., Grip, K., Nylund, J.-E. 1996. Influence of drought on ectomycorrhizal Species composition – morphotype versus PCR identification. I: Mycorrhizas in integrated systems – from genes to Plant development. Eds C. Azcón-Aguilar and JM Barea. European Commission, Cost 821. Luxemburg p 43-46.
- Kårén, O., Högborg, N., Dahlberg, A., Jonsson, L., Nylund, J.-E. 1997. Inter- and intraspecific variation in the ITS-region of rDNA of ectomycorrhizal fungi in Fennoscandia as detected by endonuclease analysis. *New Phytologist* 136: 313-325.
- Lamb, H. 1991. *Historic storms of the North Sea, British Isles and Northwest Europe*. Cambridge University Press. 204 pp.
- Lamersdorf, N., König, N. 1985. Der Einfluß von Düngungsmassnahmen auf den Schwermetall-Output in 100 cm Bodentiefe und die Reaktion des pH-Wertes, des organischen C-Gehaltes und der Schwermetallkonzentration in wässrigen Bodenextrakten aus Bodenprofilen der Versuchflächen auf die Düngungsmassnahmen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 43: 403-408.
- Land, M., Ingri, J. & Öhlander, B. 199x. Past and present weathering rates in northern Sweden. *Applied Geochemistry*. Accepted.
- Landmann, G. 1993. Role of climate, stand dynamics and past management in forest declines: A review of ten years of field ecology in France. I: Huettl, R.F. & Mueller-Dombois, D. (Eds.): *Forest Decline in the Atlantic and Pacific Region*. Springer Verlag, Berlin. pp: 18-39.
- Larsen, J.B., Buch, T. 1995. The influence of light, lime and NPK-fertilizer on leaf morphology and early growth of different beech provenances (*Fagus sylvatica* L.) *Forest & Landscape Research* 1: 227-240.
- Larsson, P.-E., Westling, O. 1997. Ytvatten i kalkade avrinningsområden. Årsrapport 1996. IVL Rapport B 1279. 65 sid.
- Larsson, S. 1989. Risken för insektsangrepp på stressade träd. *Skogsfakta Konferens nr 12*: 43-48.

- Laudelot, H. 1993. Chemical and microbiological effects of soil liming in a broad-leaved forest ecosystem. *Forest Ecology and Management* 61: 247-261.
- Lazarek, S. 1985. Epiphytic algal production in the acidified Lake Gårdsjön, SW Sweden. *Ecological Bulletin* 37: 213-218.
- Ledin, A., Pettersson, B., Allard, B., Aastrup, M. 1989. Background concentration ranges of heavy metals in Swedish groundwaters from crystalline rocks: a review. *Water, Air and Soil Pollution* 47: 419-426.
- Lee, Y.-H., Hultberg, H. 1990. Methylmercury in some Swedish surface waters. *Environmental Toxicol. Chem.* 9: 833-841.
- Lee, Y.-H., Iverfeldt, Å. 1991. Measurement of methylmercury and mercury in runoff, lake and rain waters. *Water, Air and Soil Pollution* 56: 259-268.
- Lee, Y.-H., Borg, G., Iverfeldt, Å., Hultber, H. 1994. Fluxes and turnover of methylmercury: mercury pools in forest soils. In: Watras, C.J. & Huckabee, J. (Eds.): *Mercury pollution: Integration and synthesis*. Lewis Pub. pp: 329-341.
- Lee, J.J., Weber, D.E. 1983. Effects of sulphuric acid rain on decomposition rate and element content on hardwood leaf litter. *Can. J. Bot.* 61:872-879.
- Lehnardt, F. 1998. Einfluß der Kalkung und Düngung auf den Ionenaustausch und die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung am Beispiel von vier Waldstandorten im Hessischen Bergland. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 161: 41-50.
- Lehto, T. 1995. Boron retention in limed forest mor. *Forest Ecology and Management* 78: 11-20.
- Leinonen, K.P. 1989. The influence of soil preparation on the levels of aluminium, manganese, iron, copper, zinc, cadmium and mercury in *Vaccinium myrtillus*. *Chemosphere* 18:1581-1587.
- Liem, H., Sandström, M., Carne, A., Blomqvist, L., Thurenius, B., Rydevik, U. 1983. Studier av utlaknings- och vittringsprocesser för aska från torv- och biomassaförbränning. Statens Naturvårdsverk PM 1775. 47 sid.
- Liljelund, L.-E., Nilsson, I., Andersson, I. 1986. Trädslagets betydelse för mark och vatten. Naturvårdsverket Rapport 3182.
- Liljelund, L.-E., Lundmark, J.-E., Nihlgård, B., Nohrstedt, H.-Ö., Rosén, K. 1990. Skogsvitalisering – kunskapsläge och forskningsbehov. Naturvårdsverket Rapport 3813. 129 sid.
- Lilliesköld, M., Nilsson, J. 1997. Kol i marken. Konsekvenser av markanvändning i skogs- och jordbruk. Naturvårdsverket. Rapport 4782.
- Linder, S. 1995. Foliar analysis for detecting and correlating nutrient imbalances in Norway spruce. *Ecol. Bull.* 44:178-190.
- Lindqvist, O., Johansson, K., Aastrup, M., Andersson, A., Bringmark, L. Hovsenius, G., Håkanson, L. Iverfeldt, Å., Meili, M., Timm, B. 1991. Mercury in the Swedish environment – recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water, Air, and Soil Pollution* 55: 261.
- Lindroth, A. 1989. Skogens vattentillstånd - en stressfaktor värd att beakta. Sveriges Lantbruksuniversitet. Skogsakta Konferens nr 12: 49-53.
- Lindsay, W.L. 1979. *Chemical equilibria in soils*. Wiley-Interscience, New York.
- Lindström, I., Samuelsson, H., Wijk, S. 1993. Skogsmarkskalkning. Resultat från en fyraårig försöksperiod samt förslag till åtgärdsprogram. Skogsstyrelsen, Rapport 6/93: 1-68.
- Liski, J., Pumpanen, J. 1994. Carbon in boreal coniferous forest soil: Spatial and temporal variation in

- concentration of dissolved organic carbon. Proceedings. The National SILMU Meeting Aulanko, Finland, 1994. University of Helsinki, Department of Forest Ecology Publications 10. 22-25.
- Liu, J.-C., Hüttel, R.F. 1991. Relations between damage symptoms and nutritional status of Norway spruce stands (*Picea abies* Karst.) in southwestern Germany. *Fertilizer Research* 27: 9-22.
- Liu, Q., Bråkenhielm, S. 1996. Variability of plant species diversity in Swedish natural forest and its relation to atmospheric deposition. *Vegetatio* 125: 63-72.
- Ljungström, M., Gyllin, M., Nihlgård, B. 1990. Effects of liming on soil acidity and beech (*Fagus sylvatica* L.) regeneration on acid soils in south Swedish beech forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 5: 243-254.
- Ljungström, M., Nihlgård, B. 1995. Effects of lime and phosphate additions on nutrient status and growth of beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings. *Forest Ecology and Management* 74: 133-148.
- Lodenius, M. 1994. Mercury in terrestrial ecosystems: a review. In: Watras, C.J. & Huckabee, J. (Eds.): *Mercury pollution: Integration and synthesis*. Lewis Pub. pp: 343-354.
- Lohm, U., Larsson, K., Nömmik, H. 1984. Acidification and liming of coniferous forest soil: long-term effects on turnover rates of carbon and nitrogen during an incubation experiment. *Soil Biology & Biochemistry* 16: 343-346.
- Long, R.P. Horsley, S.B., Lilja, P.R. 1997. Impact of forest liming on growth and crown vigor of sugar maple and associated hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1560-1573.
- Lumme, I. 1988. Early effects of peat ash on growth and mineral nutrition of the silver birch (*Betula pendula*) on a mined peatland. *Silva Fennica* 22: 99-112.
- Lundborg, A., Nohrstedt, H.-Ö. 1996. Effekter av askspredning i skogen. NUTEK R 1996: 13. 38 sid.
- Lundegårdh, P.H. 1971. *Nyttosten i Sverige*. Almqvist & Wiksell, Stockholm.
- Lundkvist, H. 1996. Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. *Kungliga skogs- och lantbruksakademiens tidskrift* 13: 61-68.
- Lundkvist, H. 1997. Wood ash effects on enchytraeid and earthworm abundance and enchytraeid cadmium content. Institutionen för ekologi och miljövärd, SLU, Uppsala. Manuskript.
- Lundmark, J-E. 1977. Marken som del av det skogliga ekosystemet. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 75(2):108-122.
- Lundmark, J-E. 1985. I: Lundmark, J-E. 1988. *Skogsmarkens ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk. Del 2. Skogsstyrelsen, Jönköping.*
- Lundmark, J-E. 1988. *Skogsmarkens ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk. Del 2. Skogsstyrelsen, Jönköping.*
- Lundmark, J.-E. 1989. Marktillstånd och markförändringar. *Skogsfakta Konferens Nr. 12*: 11-19.
- Lundmark, J-E., Johansson, M-B. 1986. Markmiljön i gran- och björkbestånd. *Sveriges Skogsvårdsförbund Tidskrift* 2:31-37.
- Lundmark, J-E., Nömmik, H. 1984. Kalkning och kraftig markberedning av ett kalhygge - effekter på markens kväveomsättning och den unga tallkulturens tillväxt, Krp Torrmyra, Värnamo revir. *Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära, Rapport nr 47, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.*
- Lundmark-Thelin, A. 1988. I Lundmark, J-E. *Skogsmarkens ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk. Del 2. Skogsstyrelsen, Jönköping.*
- Lundmark-Thelin, A., Johansson, M.-B. 1997. Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) needle litter and slash needles. *Forest Ecology and Management* 96:101-110.

- Lundström, U. 1993. The role of organic acids in soil solution chemistry of a podzolized soil. *Journal of Soil Science* 44: 121-134.
- Lundström, U.S., Giesler, R. 1995. Use of the aluminium species composition in soil solution as an indicator of acidification. *Ecological Bulletin* 44: 114-122.
- Lundström, U., Öhman, L.Ö. 1990. Dissolution of feldspars in the presence of organic solutes. *Journal of Soil Science* 41: 359-370.
- Lundström, U., Nyberg, L., van Hees, P., Enström, J., Carlsson, B., Danielsson, R., Andersson, M. 1996. Förurning av skogsmark i Värmland. Högsolan i Karlstad. Forskningsrapport Naturvetenskap/Teknik 96:1. 74 sid.
- Luwe, M.W.F. 1995. Distribution of nutrients and phytotoxic metal ions in the soil and in two forest floor plant species of a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand. *Plant and Soil* 168-169: 195-202.
- von Lützw, M., Zelles, L., Scheunert, I., Ottow, J.C.G. 1992. Seasonal effects of liming, irrigation, and acid precipitation on microbial biomass N in a spruce (*Picea abies* L.) forest soil. *Biol. Fertil. Soils* 13: 130-134.
- Lång, L.-O. 1995. Geological influences upon soil and groundwater acidification in southwestern Sweden. Department of geology, Earth science centre, Göteborg university.
- Lång, L.-O., Villalba, R.E. 1998. Resultat från grundvattenövervakningen i Göteborgs och Bohus län 1962-1997. Länsstyrelsen Västra Götaland 1998:25. 18 sid. + bilagor.
- Lång, L.-O., Swedberg, S., Jonasson, S.A. 1989. Vattnets surhet i bergborrade brunnar i Värmland 1949-1985. Naturvårdsverket, Rapport 3634. 27 sid.
- Löfgren, O., Moberg, R. 1984. Oceaniska lavar i Sverige och deras tillbakagång. Naturvårdsverket PM 1819.
- Lökke, H., Bak, J., Falkengren-Grerup, U., Finlay, R.D., Ilvesniemi, H., Nygaard, P.H., Starr, M. 1996. Critical load of acidic deposition for forest soils: is the current approach adequate? *Ambio* 25: 510-516.
- Lövblad, G., Kindbom, K., Grennfelt, P., Hultberg, H., Westling, O. 1995. Deposition of acidifying substances in Sweden. *Ecological Bulletin* 44: 17-34.
- MacKenzie, J.J., El-Ashry, M.T. (Eds.). 1989. Air Pollution's toll on forests and crops. Yale University Press. 376 sid.
- Manion, P.D. 1981. Tree disease concepts. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ. 399 sid.
- Marschner, B., Wilczynski, A.W. 1991. The effect of liming on quantity and chemical composition of soil organic matter in a pine forest in Berlin, Germany. *Plant and Soil* 137: 229-236.
- Marschner, B., Fisher, E., Stahr, K. 1987. Kurzfristige Auswirkungen einer Kalkung/Düngung auf den Elementhaushalt einer Rostbraunerde unter Kiefer. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 45: 381-386.
- Marschner, B., Stahr, K., Renger, M. 1992. Lime effects on pine forest floor leachate chemistry and element fluxes. *Journal of Environmental Quality* 21: 410-419.
- Marschner, H. 1991. Mechanisms of adaption of plants to acid soils. *Plant and Soil* 134: 1-20.
- Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd edition. Academic Press, London. 899 sid.
- Marschner, H., Häussling, M., George, E. 1991. Ammonium and nitrate uptake rates and rhizosphere-pH in non-mycorrhizal roots of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Trees* 5: 14-21.
- Martikainen, P.J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. *Soil*

Biology & Biochemistry 16: 577-582.

Martikainen, P.J. 1996. Microbial processes in boreal forest soils as affected by forest management practices and atmospheric stress. *Soil Biochemistry* 9: 195-232.

Martikainen, P.J., Aarnio, T., Taavitsainen, V.-M., Päivinen, L., Salonen, K. 1989. Mineralization of carbon and nitrogen in soil samples taken from three fertilised pine stands: long-term effects. *Plant and Soil* 114: 99-106.

Mattern, G. 1992. Vergleichende Kompensationskalkung in Rheinland-Pfalz. Auswirkungen der Kalkungsmassnahmen auf die Bodenvegetation (Höhere Pflanzen, Moose) von Fichtenforsten. *Mitt. aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* 21/1992: 99-111.

Matthesen, P. 1982. Nogle ældre danske forsøg med kalkning i hedeplantager. *Forstlige Forsøgsvæsen Danmark* 38: 94-178.

Mattigod, S.V., Rai, D., Eary, L.E., Ainsworth, C.C. 1990. Geochemical factors controlling the mobilization of inorganic constituents from fossil fuel combustion residues: I. Review of the major elements. *Journal of Environmental Quality* 19: 188-201.

Matzner, E. 1985. Auswirkung von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. *Allgemeine Forstzeitung* 41: 1143-1148.

Matzner, E., Meiwes, K.J. 1990/91. Effects of liming and fertilization on soil solution chemistry in north German forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 54: 377-389.

Matzner, E., Khanna, P.K., Meiwes, K.J., Ulrich, B. 1983. Effects of fertilization on the fluxes of chemical elements through different forest ecosystems. *Plant and Soil* 74: 343-358.

Matzner, E., Murach, D., Fortmann, H. 1986. Soil acidity and its relationship to root growth in declining forest stands in Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* 31: 273-282.

Matzner, E., Murach, D. 1995. Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in central Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 63-76.

McCarty, G.W., Siddaramappa, R., Wright, R.J., Codling, E.E., Gao, G. 1994. Evaluation of coal combustion byproducts as soil liming materials: their influence on soil pH and enzyme activities. *Biology and Fertility of Soils* 17: 167-172.

Meiwes, K.J., Khanna, P.K., Ulrich, B. 1986. Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 15: 161-179.

Melkerud, P.-A., Olsson, M.T., Rosén, K. 1992. Geochemical atlas of Swedish forest soils. Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära, Rapport 65. 86 sid.

Meuser, H. 1996. Chemische Bodeneigenschaften und Sickerwasserqualität nach Kalkung. *AFZ* 51(10): 560-563.

Mierle, G., Ingram, R. 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. *Water, Air, and Soil Pollution* 56: 349-357.

Mikkonen, A., Tummavuori, J. 1993. Retention of molybdenum (VI) by three Finish mineral soils. *Acta Agriculturae Scandinavica B* 43: 206-212.

Mikola, P. 1960. Comparative experiments on decomposition rates of forest litter in southern and northern Finland. *Oikos* 11:161-166.

Mikola, P. 1985. The effect of tree species on the biological properties of forest soil. *Naturvårdsverket Rapport* 3017.

Mohamed, A.D., Ranger, J., Dambrine, E., Bonneau, M., Gelhay, D., Granier, A. 1993. The effects of limestone and of limestone plus NPK fertilization on the soil and mass balance of a spruce stand (*Picea abies* (L.) Karst.) in

- the Vosges mountains. *Forest Ecology and Management* 60: 291-310.
- Mohren, G.M.J., van den Burg, J., Burger, F.W. 1986. Phosphorus deficiency induced by nitrogen input in Douglas fir in the Netherlands. *Plant and Soil* 95: 191-200.
- Monitor 1987. Tungmetaller – förekomst och omsättning i naturen. Naturvårdsverket, Solna. 182 sid.
- Moore, T.R., de Souza, W., Koprivnjak, J-F. 1992. Controls on the sorption of dissolved organic carbon by soils. *Soil Science* 154: 120-129
- Mork, E. 1942. Om storfallet i våre skogar. *Medel. Norske Skogsforsoksv.* 29:297-365.
- Mrotzek, R., Schmidt, W. 1998. Zur Ausbreitung der Großen Brennessel (*Urtica dioica* L.) in Buchenwäldern und den möglichen Ursachen. *Forst und Holz* 53: 237-240.
- Mulder, J., Stein A. 1994. The solubility of aluminium in acidic forest soils: Long-term changes due to acid deposition. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58: 85-94.
- Murach, D., Schünemann, E. 1985. Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf Kalkungsmassnahmen. *Allgemeine Forstzeitschrift* 43: 1151-1154.
- Muse, J.K., Mitchell, C.C. 1995. Paper mill boiler ash and lime by-products as soil liming materials. *Agronomy Journal* 87: 432-438.
- Müller, K. 1934. I: Liljelund, L-E., Nilsson, I., Andersson, I. 1986. Trädslagsvalets betydelse för mark och vatten. Naturvårdsverket Rapport 3182.
- Möller, G. 1983. Borbristsskador efter upprepad kvävegödsling på fastmark. I: Årsbok 1982. Föreningen Skogsträdsförädling och Institutet för skogsförbättring. Uppsala. Sid: 47-70.
- Möller, G. 1984. Borbrist i Norrlands inland. Institutet för Skogsförbättring. Gödslingsinformation Nr 2 1983/84. 4 sid.
- Naturvårdsverket. 1993. Ett miljöanpassat samhälle. Naturvårdsverkets aktionsprogram Miljö 93. Naturvårdsverket Rapport 4234.
- Naturvårdsverket. 1997. Ren luft och gröna skogar. Förslag till nationella miljömål 1997. Rapport 4765.
- Naturvårdsverket. 1998. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Skogslandskapet. Stencil.
- Neal, C., Mulder, J., Christophersen, N., Neal, M., Waters, D., Ferrier, R.C., Harriman, R., McMahon, R. 1990. Limitations to the understanding of ion exchange and solubility controls for acidic Welsh, Scottish and Norwegian sites. *Journal of Hydrology* 116: 11-23.
- Nebe, W. 1972. Langfristige Wirkungen reiner Kalkungen auf das Baumwachstum. *Beiträge für die Forstwirtschaft* 1: 17-21.
- Neéman, H., Meir, I., Neéman, R. 1993. The effect of ash on the germination and early growth of shoots and roots of *Pinus*, *Cistus* and annuals. *Seed Science & Technology* 21: 339-349.
- Nelleman, C., Frogner, T. 1994. Spatial patterns of spruce defoliation: relation to acid deposition, critical loads, and natural growth conditions in Norway. *Ambio* 23: 255-259.
- Neumann, M. 1989. Einfluss von Standortsfaktoren auf den Kronenzustand. I: Bucher, J.B. & Bucher-Wallin, I. (Eds): *Air Pollution and Forest Decline. Proc. 14th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems*, IUFRO P2.05, Interlaken, Switzerland, Oct. 2-8, 1988. pp: 209-214.
- Nihlgård, B. 1971. Pedological influences of spruce planted on former beech forest soils in Scania, South Sweden. *Oikos* 22:302-314.

- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis - An additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio* 14: 2-8.
- Nihlgård, B. 1988. Kalken - marken - trädet. K. Skogs- o. Lantbruksakademiens Tidskrift Supplement 22: 19-26.
- Nihlgård, B. 1991. Markundersökningar 1988 på fasta skogsprovytor i Skåne. Skånelänens samrådsgrupp mot skogsskador. Rapport 9/91. 27 s.
- Nihlgård, B. 1996a. Markundersökningen 1993 på fasta skogsprovytor i Skåne. Skånes Samrådsgrupp Mot Skogsskador, Rapport nr 16. 44 sid.
- Nihlgård, B. 1996b. Kalknings-/vitaliseringsåtgärder i svensk skogsmark. I: Kalkning av skogsmark – vetenskaplig medling. Miljövårdsberedningens rapport 1996:1, sid: 23-31.
- Nihlgård, B., Popovic, B. 1984. Effekter av olika kalkningsmedel i skogsmark. En litteraturöversikt. Naturvårdsverket, Rapport SNV PM 1851. 85 sid.
- Nihlgård, B., Nilsson, S.I., Popovic, B., Bramryd, T., Fransman, B., Gyllin, M., Ljungström, M. 1996a. Markkemiska effekter av kalkning. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 45-58.
- Nihlgård, B., Popovic, B., Fransman, B., Bramryd, T. 1996b. Kalkningseffekter på trädens näringstillstånd. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 111-121.
- Nilsen, P. 1998a. Næringsmangel - vitaliseringsgjødsling. I: Woxholtt, S. (Red.): Kontaktkonferanse skogbruk - skogforskning. Elverum 5. og 6 november 1997. Aktuelt fra skogforskningen 1/98: 24-26.
- Nilsen, P. (Red.). 1998b. FoU-programmet "Miljøtiltak i skog". Aktuelt fra skogforskningen 2/98. 53 sid.
- Nilsen, P., Granheim, O. 1998. Langsiktige virkninger av kalkning på trær og vegetasjon. Aktuelt fra skogforskningen 2-98: 17-22.
- Nilsson, J., Timm, B. 1983. Miljöeffekter av ved- och torvförbränning. SNV PM 1708. 232 sid.
- Nilsson, L.-O., Wiklund, K. 1992. Influence of nutrient and water stress on Norway spruce production in south Sweden - the role of air pollutants. *Plant and Soil* 147: 251-265.
- Nilsson, L.-O., Wiklund, K. 1995. Nutrient balance and P, K, Ca, Mg, S and B accumulation in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and N-free-fertilisation. *Plant and Soil* 168-169: 437-446.
- Nilsson, S.I. 1985. The acidification sensitivity of Swedish forest soils - An analysis pertaining to concentrations, flows and stores of base cations and aluminium. Statens naturvårdsverk PM 1979. 61 sid.
- Nilsson, S.I. 1988a. Kalkeffekter på mark och markvattenkemi. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift, Supplement 22: 27-35.
- Nilsson, S.I. 1988b. Acidity in Swedish forest soils – regional patterns and implications for forest liming. *Scandinavian Journal of Forest Research* 4: 417-424.
- Nilsson, S.I., Bergkvist, B. 1983. Aluminium chemistry and acidification processes in a shallow podzol on the Swedish west coast. *Water, Air and Soil Pollution* 20: 311-329.
- Nilsson, S.I., Persson, T., Wirén, A., Andersson, S. 1996. Effekter av skogsmarkskalkning på markens organiska substans. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 59-69.
- Nilsson, T. 1997. Skogsskadeutvecklingen i Stockholms län under perioden 1985-1995. Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport 1997:13. 32 sid.

- Nilsson, T. 1998. Spridning av askgranuler på skogsmark – effekter på markkemin ett år efter spridning. Resultat från Mellanskogs askåterföringsförsök vid Trönö, Hälsingland. Arbetsrapport 1998:2. 17 sid.
- Nilsson, T., Olsson, M. 1995. Markförurning och skogsskador i Stockholms län. En sammanställning och utvärdering av olika undersökningar. Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 1995:12. 74 sid.
- Nilsson, T., Eriksson, H.M. 1997. Vedaska och kalk – effekter på kväve mineralisering och nitrifikation i en skogsjord. NUTEK R 1997:75. 80 sid.
- Nilsson, T., Eriksson, H.M. 1998. Vedaska och kalk – effekter på upptag av näringsämnen och tungmetaller i blåbär. Energimyndigheten ER 10:1998. 50 sid.
- Nohlgren, E., Nohrstedt, H.-Ö. 1995. Long-term effects of repeated urea-fertilization on ground vegetation. SkogForsk Report 2/1995.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1985. Nonsymbiotic nitrogen fixation in the topsoil of some forest stands in central Sweden. Canadian Journal of Forest Research 15: 715-722.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1990. Effects of repeated nitrogen fertilization with different doses on soil properties in a *Pinus sylvestris* stand. Scandinavian Journal of Forest Research 5: 3-15.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1992. Soil water chemistry as affected by liming and N fertilization at two Swedish coniferous forest sites. Scandinavian Journal of Forest Research 7: 143-153.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1993a. Upprepad gödsling med PK minskade mängden blåbärsris. SkogForsk Resultat 21/1993. 4 sid.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1993b. Den svenska skogens kvävestatus. SkogForsk Redogörelse nr 8, 1993. 40 sid.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1994. Fruit-body production and ¹³⁷Cs-activity of *Cantharellus cibarius* after nitrogen- and potassium fertilisation. SkogForsk Report No. 2, 1994. 19 sid.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1995. Centraleuropeiska erfarenheter av hur kalkning och gödsling påverkar skogstillståndet – en litteraturstudie. SkogForsk Redogörelse nr 3.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1997. Effekter av olika PK-gödselmedel på markvegetationen, särskilt blåbär. Skogforsk. Manuskript.
- Nohrstedt, H.-Ö. (Red.). 1998a. Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Naturvårdsverket, rapport 4820. 119 sid.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1998b. Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten – en litteraturstudie. I: Nohrstedt, H.-Ö. (Red.). Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Naturvårdsverket, Rapport 4820: 7-36.
- Nohrstedt, H.-Ö., Sikström, U., Ring, E. 1993. Försök med vitaliseringsgödsling av skog i Blekinge och nordöstra Skåne. SkogForsk Resultat Nr 15, 1993. 4 sid.
- Nohrstedt, H.-Ö., Sikström, U., Ring, E. 1997. Varför har granskogar i Halland olika stor kväveutlakning? SkogForsk Resultat Nr 2, 1997. 4 sid.
- Nohrstedt, H.-Ö., Arnebrant, K., Bååth, E., Söderström, B. 1989. Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen-fertilised pine forest soils in Sweden. Canadian Journal of Forest Research 19: 323-328.
- Nordberg, L. (ed.). 1985. Effects of sulfur compounds and other air pollutants on soil and groundwater. I. Effects on soil. II. Effects on groundwater. Sveriges naturvårdsverk, Rapport 3002. 64 sid.
- Nordin, A. 1995. Askmedel och kalk - tidiga effekter på elektrisk konduktivitet och pH i en skogsjord och deras korrelationer med skaktest. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära, nr 69. 33 sid. Inst. för skoglig marklära,

Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Norton, S.A. 1977. Changes in chemical processes in soils caused by acid precipitation. *Water, Air and Soil Pollution* 7: 389-400.

Notter, M. (Red.). 1993. Metallerna och miljön. Naturvårdsverket Rapport 4135. 202 sid.

Nybo, S., Staurnes, M., Jerstad, L. 1997. Thinner eggshells of dipper (*Cinclus cinclus*) eggs from an acidified area compared to a non-acidified area in Norway. *Water, Air and Soil Pollution* 93: 255-266.

Nye, P.H., Ameloko, A.Y. 1987. Predicting the rate of dissolution of lime in soil. *Journal of Soil Science* 38: 641-649.

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.

Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. *Environmental Research* 26: 363-371.

Nykvist, N. 1959. Leaching and decomposition of litter II. Experiments on litter of *Pinus silvestris*. *Oikos* 10:2. 212-224.

Nykvist, N. 1961a. Björken som markförbättrare. En jämförelse mellan björkförna och granförna. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 59.3.

Nykvist, N. 1961b. Leaching and decomposition of litter III. Experiments on leaf litter of *Betula verrucosa*. *Oikos* 12:2, 249-263.

Nykvist, N. 1963. Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. *Stud. For. Suec.* 3:3-31.

Nylund, J.-E. 1995. Rötter och mykorrhiza – påverkan på rotmiljön. K. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift 134: 59-75.

Nylund, J.-E., Dahlberg, A., Högberg, N., Kårén, O., Grip, K., Jonsson, L. 1995. Methods for studying species composition of mycorrhizal fungal communities in ecological studies and environmental monitoring. I: Stocchi, V. et al. (Eds.): *Biotechnology of Ectomycorrhizae*. Plenum Press, New York 1995. pp 229-239.

Nyström, U., Andersson, I. 1998. Gårdsjön efter fem kalkningar, samt skogsmarkskalkningens effekt på ytvatten. I: Örngren, D. & Fjaestad-Wennberg, J. (Red.): *Försurning och kalkning. Dokumentation från ett seminarium i Lökeberg 15-17 sept. 1997*. Naturvårdsverket, Rapport 4891: 66-69.

Nõmmik, H. 1968. Nitrogen mineralization and turnover in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) raw humus as influenced by liming. 9th International Congress of Soil Science Transactions Vol. II Paper 56: 533-545.

Nõmmik, H. 1978. Mineralization of carbon and nitrogen in forest humus as influenced by additions of phosphate and lime. *Acta Agriculturae Scandinavica* 28: 221-230.

Nõmmik, H. 1979. Vilken roll kan kalken spela i framtidens skogsbruk? Skogs- o. Lantbruksakademiens Tidskrift Supplement 13: 31-37.

Olsson, K. 1995. Changes in epiphytic lichen and moss flora in some beech forests in southern Sweden during 15 years. *Ecological Bulletins* 44: 238-247.

Olsson, M. 1986. Long-term impact of lime on the humus form in a beech stand on sandy till. *Studia Forestalia Suecica* 174. 12 pp.

Olsson, M. 1996. Långsiktiga näringsbalanser vid uttag av skogsbränsle. Ur *Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. Konferens maj 1966*. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift Nr 13. Stockholm, sid 37-44.

- Olsson, M., Melkerud, P.-A., Rosén, K. 1993. Regional modelling of base cation losses from Swedish forest soils due to whole-tree harvesting. In Applied Geochemistry, supplementary issue number 2 (B. Hitchon & R. Fuge eds.). Proceedings from the 2nd International Symposium on Environmental Geochemistry, Uppsala 1991. 189-194.
- Olsson, M., Peterson, P., Sverdrup, H., Söderberg, G., Westling, O., Örlander G. 1998. Base cation fluxes and pools in Swedish forest soil. Institutionen för skoglig marklära, SLU, Uppsala. Manuskript
- Olsson, M., Rosén, K. & Melkerud, P.-A. 1993. Regional modelling of base cation losses from Swedish forest soils due to whole-tree harvesting. Applied geochemistry. Supplement No. 2: 189-194.
- Oren, R., Schulze, E.-D. 1989. Nutritional disharmony and forest decline: a conceptual model. I: Schulze, E.-D., Lange, O.L., Oren, R. (Eds.): Forest Decline and Air Pollution. Ecological Studies 77: 425-443.
- Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J., Vickery, J. 1988. Egg mass and shell thickness in Dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. Environmental Pollution 55: 107-121.
- Ormerod, S.J., O'Halloran, J., Gribbin, S.D., Tyler, S.J. 1991. The ecology of Dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in upland Wales: breeding performance, calcium physiology and nestling growth. Journal of Applied Ecology 28: 419-433.
- Orth, L., Westling, O. 1998. Tillförsel av aska och kalk till skogsmark i södra Sverige. Statens energimyndighet ER 5:1998. 39 sidor + bilagor.
- Ovington, J.D. 1953. Studies of the development of woodland conditions under different trees. I Soils pH. Journal of ecology 1953:41, p. 13-34.
- Parkman, H., Munthe, J. 1996. Wood ash or dolomite treatment of catchment areas – effects of mercury in runoff water. NUTEK Rapport 1996:29. Stockholm. 28 s.
- Pedersen, L.B. 1993. Changes in soil water chemistry encouraged by high sea salt deposition. A possible reason for the dieback of Norway spruce in Denmark. Forest and Landscape Research 1: 35-49.
- Pehrson, Å., 1996. Effekter av kalkning på mineralhalter i älgbetesväxter. Hjortviltgruppen Grimsö Rapport no. 5. Grimsö forskningsstation, SLU. 26 sid.
- Persson, H. 1985a. Skador i trädens finrötter och mykorrhiza. I: Persson, H. (Red.): Vad händer med skogen - skogsdöd på väg? Liber Förlag, Stockholm. sid: 118-132.
- Persson, H. 1993. The distribution and productivity of fine roots in boreal forests. Plant and Soil 117: 87-101.
- Persson, H. 1994. Förurning och kalkning. Skog&Forskning 2/94: 40-43.
- Persson, H., Ahlström, K. 1991. The effects of forest liming and fertilization on fine-root growth. Water, Air and Soil Pollution 54: 365-375.
- Persson, H., Majdi, H., Clemensson-Lindell, A. 1995a. Effects of acid deposition on tree roots. Ecological Bulletins 44: 158-167.
- Persson, H., Ahlström, K., Clemensson-Lindell, A. 1996a. Skogsmarkskalkningens effekter på rötterna. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 101-110.
- Persson, O.A., Eriksson, H., Johansson, U. 1995b. An attempt to predict long-term effects of atmospheric nitrogen deposition on the yield of Norway spruce stands (*Picea abies* (L.) Karst.) in southwestern Sweden. Plant and Soil 168-169: 249-254.
- Persson, T. 1985b. Markorganismerna och förurningen av skogsmark. I: Persson, H. (Red.): Vad händer med skogen - skogsdöd på väg? Liber Förlag, Stockholm. sid: 133-145.

- Persson, T. 1988a. Effekter av kalktillförsel på markfaunan i skogsmark. En litteraturöversikt. Naturvårdsverket Rapport 3418. 92 sid.
- Persson, T. 1988b. Effects of acidification and liming on soil biology. In: Andersson, F. & Persson, T. (Eds.): Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution. SNV Rapport 3518: 53-70.
- Persson, T. 1988c. Kalken, markbiologi och markens kväveutbud. Kungl. Skogs- och lantbruksakademiens Tidskrift, Supplement 22: 37-46.
- Persson, T. 1993. Gör kalk mer skada än nytta i skogen? Skånes samråds- grupp mot skogsskador, Rapport 14/93: 56-60.
- Persson, T. 1994. Effects of liming on soil organisms and soil biological processes. Aktuellt fra Skogforsk 14-94: 13-16.
- Persson, T. 1996. Synpunkter på skogsmarkskalkning. I: Kalkning av skogsmark – vetenskaplig medling. Miljövårdsberedningens rapport 1996:1, sid: 32-39.
- Persson, T., Nohrstedt, H.-Ö. 1993. Kalkning tveksam medicin i skogen. I. Behöver skogen intensivvård? Delade meningar om skogsskadorna. Forskningsrådsnämnden, Källa 42: 65-93.
- Persson, T., Wirén, A. 1989. Microbial activity in forest soils in relation to acid/base and carbon/nitrogen status. Medd. Norsk institut skogforsk. 42: 83-94.
- Persson, T., Wirén, A. 1996. Effekter av skogsmarkskalkning på kväveomsättningen. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 70-91.
- Persson, T., Lundkvist, H., Wirén, A., Hyvönen, R., Wessén, B. 1989. Effects of acidification and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in mor humus. Water, Air Soil Pollution 45: 77-96.
- Persson, T., Wirén, A., Andersson, S. 1990. Effects of liming on carbon and nitrogen mineralization in coniferous forests. Water, Air and Soil Pollution 54: 351-364.
- Persson, T., Andersson, S., Chalupsky, J., Clarholm, M., Gahne, B., Hyvönen, R., Lundkvist, H., Palmborg, C., Rundgren, S., Wirén, A. 1996b. Effekter av skogsmarkskalkning på markorganismerna. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 160-182.
- Pettersson, F. 1994. Predictive functions for impact of nitrogen fertilization on growth over five years. SkogForsk Report 3/1994.
- Pietikäinen, J., Fritze, H. 1993. Microbial biomass and activity in the humus layer following burning: short term effects of two different fires. Canadian Journal of Forest Research 23: 1275-1285.
- Piri, T. 1998. Effects of vitality fertilization on the growth of *Heterobasidion annosum* in Norway spruce roots. European Journal of Forest Pathology 28: 391-397.
- Podlesakova, E., Nemecek, J. 1990. The effect of liming on the conversion and migration of carbon and nitrogen in the soil. Rostlinna Vyroba 36: 1241-1249.
- Pohlman, A.A., McColl, J.G. 1988. Soluble organics from forest litter and their role in metal dissolution. Soil Science Society of America Journal 52: 265-271.
- Ponette, Q., Dufey, J.E., Weissen, F. 1997. Downward movement of dolomite, kieserite or a mixture of CaCO₃ and kieserite through the upper layers of an acid forest soil. Water, Air, and Soil Pollution 95: 353-379.
- Popovic, B. 1975. Influence of lime and phosphorus fertilizers upon accumulation of mineral nitrogen in incubation

experiment of forest soil. Posebna izdanja 23: 135-154.

Popovic, B. 1988. Vad händer med skogsproduktionen? Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift, Supplement 22: 47-56.

Popovic, B. 1992. Changes in soil, plant nutrient content and tree growth during a 5-year period on Norway spruce plots under different liming regimes in south Sweden. In: Response of forest ecosystems to environmental changes. Proceedings International CEC Symposium, Florence, Italy, 20-24 May 1991. pp: 821-822.

Popovic, B., Andersson, F. 1984. Markkalkning och skogsproduktion. Litteraturoversikt och revision av svenska kalkningsförsök. Naturvårdsverket PM 1792. 107 sid.

Priha, O., Smolander, A. 1994. Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soils of Scots pine sapling stands. Biology and Fertility of Soils 17:301-308.

Rafstedt, T. 1998. Övervakning av ekologiska effekter vid våtmarkskalkning. I: Örngren, D. & Fjaestad-Wennberg, J. (Red.): Förurning och kalkning. Dokumentation från ett seminarium i Lökeberg 15-17 sept. 1997. Naturvårdsverket, Rapport 4891: 30-32.

Raubuch, M., Beese, F. 1995. Pattern of microbial indicators in forest soils along an European transect. Biology and Fertility of Soils 19: 362-368.

Raulund-Rasmussen, K. 1989. Effect of artificial acid rain and liming on the base status in an acid forest (*Picea abies* (L.), Karst.) soil (Typic Haplohumud). Scandinavian Journal of Forest Research 4: 417-425.

Raulund-Rasmussen, K., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B. and Olsson, M. 1998. Effect of natural organic soil solutes on weathering rates of soil minerals. European Journal of Soil Science 49:397-406.

Raunkiaer, C. 1922. I: Liljelund, L-E., Nilsson, I., Andersson, I. 1986. Trädslagsvalets betydelse för mark och vatten. Naturvårdsverket Rapport 3182.

Rehfuess, K.E. 1985. On the causes of decline of Norway spruce (*Picea abies* Karst.) in Central Europe. Soil Use and Management 1: 30-32.

Rehfuess, K.E. 1987. Perceptions on forest diseases in central Europe. Forestry 60: 1-11.

Renberg, I., Korsman, T., Andersson, J. 1993. A temporal perspective of lake acidification in Sweden. Ambio 22: 264 - 271.

Reuss, J.O. 1991. The transfer of acidity from soils to surface waters. In: Ulrich, B. & Sumner, M.E. (Eds.): Soil Acidity. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp: 203-217.

Reynolds, B., Emmett, B.A., Woods, C. 1992. Variations in streamwater nitrate concentrations and nitrogen budgets over 10 years in a headwater catchment in Mid-Wales. Journal of Hydrology 136: 155-175.

Richter, D.D., Comer, P.J., King, K.S., Sawin, H.S., Wright, D.S. 1988. Effects of low ionic strength on pH of acid forested soils. Soil Science Society of America Journal 52: 261-264.

Rietz, F., 1995. Modeling mineral weathering and soil chemistry during post-glacial period. Reports in ecology and environmental engineering 1:1995, Department of chemical engineering II, Lund university, Lund.

Rikala, R., Jozefek, H.J. 1990. Effect of dolomite lime and wood ash on peat substrate and development of tree seedlings. Silva Fennica 24: 323-334.

Ring, E. 1996. Effects of previous N fertilization on soil-water pH and N concentrations after clear-felling and soil scarification at a *Pinus sylvestris* site. Scand. J. For. res. 11:7-16.

Ring, E. 1997. Miljöeffekter av bränder i skogsekosystem - en litteraturoversikt med Norden i brännpunkten. Skogforsk. Redogörelse nr 2.

- Ring, E., Nohrstedt, H.-Ö. 1993. Stream water chemistry after two forest fertilisations with Skog Vital in central Sweden. SkogForsk Report, No. 3, 1993. 34 sid.
- Ring, E., Nohrstedt, H.-Ö. 1998. Markvattenkemiska effekter av skogsgödsling med fosfor och kalium – resultat från södra Sverige. I: Nohrstedt, H.-Ö. (Red.). Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Naturvårdsverket, Rapport 4820: 39-54.
- Ritter, W.F., McDermott, J.G., Chirside, A.E.M. 1992. Use of paper mill residuals as soil amendments. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23: 469-488.
- Roberts, T.M. 1984. Effects of air pollutants on agriculture and forestry. *Atmospheric Environment* 18: 629-652.
- Robertson, A. 1991. Some effects of wind on northern forests in a changing climate. *Commonwealth Forest Review* 70: 47-55.
- Robertsson, K. 1991. Emissions of N₂O in Sweden – natural and anthropogenic sources. *Ambio* 20: 151-155.
- Rodenkirchen, H. 1986. Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die Vitalität, Artenmächtigkeit und Nährstoffversorgung der Bodenvegetation eines Fichtenbestandes. *Forstwissenschaftlichen Centralblatt*. 105: 338-350.
- Rodenkirchen, H. 1992. Effects of acidic precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of southern Germany. *Water, Air and Soil Pollution* 61: 279- 294.
- Rodenkirchen, H., Forster, E.-M. 1991. Untersuchungen zur potentiellen Stickstoffmineralization und Nitrifikation in der organischen Auflage eines Fichtenbestandes nach Kalkung und künstlicher Beregnung. *Forstwissenschaftliche Forschungen (München)* 39: 103-110.
- Rodhe, H., Grennfelt, P., Wisniewski, J., Ågren, C., Bengtsson, G., Johansson, K., Kauppi, P., Kucera, V., Rasmussen, L., Rosseland, B., Schotte, L., Selldén, G. 1995. Acid reign '95? - conference summary statement. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1-14.
- Rosén, K. 1982. Supply, loss and distribution of nutrients in three coniferous forest watersheds in central Sweden. *Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära*, nr 41. 70 sid.
- Rosén, K. (Ed.). 1991. Chemical weathering under field conditions. Reports from a Nordic seminar, 27-28 September 1990, Wik, Uppsala. *Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära*, nr 63. 185 sid.
- Rosén, K. 1992. Kritiska belastningsgränser för kväve i skogsmark. I: Kvävemättnad. Vad är det? Vad betyder det för produktion och miljö? Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien, Rapport nr 62: 26-35.
- Rosén, K., Lundmark-Thelin, A. 1986. I: Lundmark, J-E. Skogsmarkens ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk. Del 1-grunder. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Rosén, K., Gundersen, P., Tegnhamar, L., Johansson, M., Frogner, T. 1992. Nitrogen enrichment of Nordic forest ecosystems – the concept of critical loads. *Ambio* 21: 364-368.
- Rosén, K., Eriksson, H., Clarholm, M., Lundkvist, H., Rudebeck, A. 1993. Granulerad vedaska till skog på fastmark - ekologiska effekter. NUTEK R 1993:26. 60 sid.
- Rosengren-Brinck, U. (Red.). 1998. Barrförlust och luftföroreningar. Samband mellan kronutglesning och miljöfaktorer i barrskog. Naturvårdsverket Rapport 4890. 120 sid.
- Rosengren-Brinck, U., Nihlgård, B., Bengtson, M., Thelin, G. 1998. Samband mellan barrförlust, barrkemi och markkemi i Skåne. I: Rosengren-Brinck, U. (Red.): Barrförlust och luftföroreningar. Samband mellan kronutglesning och miljöfaktorer i barrskog. Naturvårdsverket Rapport 4890: 99-120.
- Rosengren-Brinck, U., Nihlgård, B. 1995. Nutritional status in needles of Norway spruce in relation to water and nutrient supply. *Ecological Bulletins* 44: 168-177.

- Rosenqvist, I.T. 1977. Sur jord – surt vann. Ingeniørforlaget, Oslo. 123 sid.
- Ross, H.B. 1990. Biogeochemical cycling of atmospheric selenium. In: Gücer, S., Adams, F., Klockow, D., Izdar, E. (Eds.): Metal speciation in the environment. NATO ASI 23: 523-544.
- Rost-Siebert, K. 1983. Aluminium-Toxizität und -Toleranz an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.). Allgemeine Forstz. 38: 686-689.
- Rothe, A. 1996. Vergleich von Baumarteneffekt (Fichte – Buche) und Kalkungseffekt am Versuchsstandort Höglwald. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 79: 137-140.
- Rudebeck, A., Lundkvist, H. 1997. Vedaskas utlaknings- och vittringshastighet i fält. Preliminär rapport. Ramprogram Askåterföring, NUTEK. 42 sid.
- Rühling, Å. 1996. Uptag av tungmetaller i svamp och bär samt förändringar i florans sammansättning efter tillförsel av aska till skogsmark. NUTEK Rapport 1996:49. 46 sid.
- Rühling, Å., Tyler, G. 1973. Heavy metal pollution and decomposition of spruce needle litter. Oikos 24: 402-416.
- Rühling, Å., Tyler, G. 1991. Effects of simulated nitrogen deposition to the forest floor on the macrofungal flora of a beech forest. Ambio 20: 261-263.
- Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A., Steinnes, E. 1987. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic Countries 1985- monitored by moss analysis. Nordiska Ministerrådet, Nord 1987:21.
- Rühling, Å., Brumelius, G., Goltsova, N., Kvietkus, K., Liiv, S., Magnusson, S., Mäkinen, A., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Sander, E., Steinnes, E. 1992. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe. Nordiska Ministerrådet, Nord 1992:12.
- Rühling, Å., Steinnes, E., Berg, T. 1996. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1995. Nordiska Ministerrådet, Nord 1996:37.
- Røsberg, I., Frank, J., Stuanes, A.O. 1998. Næringssirkulasjon i furuskog etter kalkning og gjødsling. Aktuelt fra skogforskningen 2/98: 9-16.
- Sandén, P., Warfvinge, P. 1992. Modelling groundwater response to acidification. SMHI Report 5/1992.
- Sarjala, T., Kaunisto, S. 1996. Effect of different potassium sources on the seasonal variation of potassium and free polyamines in Scots pine needles. Silva Fennica 30: 387-398.
- Sauerbeck, D., Rietz, E. 1985. Einfluss von Herkunft und Mahlfenigkeit auf die Umsetzung kohlensaurer Düngesalze in verdünnter Säure. VDLUFA-Schriftenreihe 16: 431-438.
- Schaaf, W., Zech, W. 1990. Effects of calcined magnesite, magnesium hydroxide and "Geosan" on soil properties in declining spruce stands (NE Bavaria). Water, Air, Soil Pollution 54: 445-452.
- Schaaf, W., Zech, W. 1991. Einfluss unterschiedlicher Löslichkeit von Düngern. AFZ 46(15): 766-768.
- Schaaf, W., Zech, W. 1993. Düngung mit gebranntem Magnesit und Magnesiumhydroxid zur Standortmelioration in einem stark geschädigten Fichtenökosystem. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 156: 357-364.
- Schaedle, M., Thornton, D., Raynal, D.J., Tepper, H.B. 1989. Response of tree seedlings to aluminium. Tree Physiology 5: 337-356.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. 1989. Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, Stuttgart, Germany.
- Schierl, R., Kreutzer, K. 1989. Dolomitische Kalkung eines Fichtenbestandes auf saurer Parabraunerde: Auswirkungen auf Bodenchemie und Vegetation. Kali-Briefe (Büntehof) 19: 417-423.
- Schierl, R., Kreutzer, K. 1991. Effects of liming in a Norway spruce stand (*Picea abies* [L.] Karst.). Fertilizer

Research 27: 39-47.

Schlyter, P., Andersson, S. 1992. Skogsskador i Skåne och Halland 1991. Skånes Samrådsgrupp Mot Skogsskador, Rapport 13. 27 sid.

Schneider, B.U., Meyer, J., Schulze, E.-D., Zech, W. 1989. Root and mycorrhizal development in healthy and declining Norway spruce stands. I: Schulze, E.-D., Lange, O.L., Oren, R. (Eds.): Forest Decline and Air Pollution. Ecological Studies 77: 370-391.

Schopfer, W., Hradetsky, J. 1984. Circumstantial evidence: Air pollution is the determinative factor causing forest decline. Forstwissenschaftliche Centralblatt 103: 231-247.

Schulze, E.-D. 1989. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. Science 244: 776-783.

Schulze, E.-D., Gerstberger, P. 1993. Functional aspects of landscape diversity: A Bavarian example. In: Schulze, E.-D. & Mooney, H.D. (Eds.): Biodiversity and ecosystem function. Springer-Verlag, Berlin.

Schüler, G. 1996. Wirkungen und Ökosystemverträglichkeit sulfatisch gebundener Dünger. AFZ/Der Wald 51(10): 564-568.

Schöning, A., Geissen, V., Brümmer, G.W. 1997. Zeitliche Veränderungen ausgewählter chemischer Bodeneigenschaften nach Kalkungs- und Düngungsmassnahmen in einem Waldgebiet bei Bonn (Kottenforst). Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85(1): 341-344.

Selinus, O., Frank, A., Galgan, V. 1996. Biogeochemistry and metal biology. Från: Appleton, J.D., Fuge, R. & McCall, G.J.H. (eds): Environmental Geochemistry and Health, Geological Society Special Publication No 113: 81-89.

Sierl, R., Göttlein, A., Hohmann, E., Trübenbach, D., Kreutzer, K. 1986. Einfluß von saurer Beregnung und kalkung auf Humusstoffe sowie die Al- und Schwermetallodynamik in wässrigen Bodenextrakten. Forstwissenschaftliche Centralblatt 105: 309-313.

Sikström, U. 1997. Effects of low-dose liming and nitrogen fertilization on stemwood growth and needle properties of *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. Forest Ecology and Management 95: 261-274.

Sikström, U., Andersson, S. 1996. Kalkning och gödsling påverkade inte kronutglesning och kådflödessjuka hos gran. SkogForsk Resultat Nr 18, 1996. 4 sid.

Silfverberg, K. 1992. Restprodukter som gödselmedel i skogen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 457: 15-21.

Silfverberg, K. 1995. Forest regeneration on nutrient-poor peatlands. Effects of fertilization, mounding and sowing. Silva Fennica 29: 205-215.

Silfverberg, K., Issakainen, J. 1987. Growth and foliar nutrients in peat-ash fertilized stands. (På finska med engelskt abstract). Suo 38: 53-62.

Silfverberg, K., Hotanen, J.-P. 1989. Long-term effects of wood-ash on a drained mesotrophic *Sphagnum papillosum* fen in Oulu district, Finland. Folia Forestalia 742. 23 pp.

Simson, C.R., Kelling, K.A., Liegel, E.A. 1981. Papermill lime-sludge as an alternative liming material. Agronomy Journal 73: 1003-1008.

Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. Acta Forestalia Fennica 62.

Skagelid, P.-E., Johansson, L.-E. 1983. Radikal markberedning eller orörd mark? Jämförelse av toppskotttillväxten på plogad respektive orörd mark. Examensarbete vid Skogsinstitutet i Värnamo.

Skelly, J.M., Innes, J.L. 1994. Waldsterben in the forests of central Europe and eastern North America: fantasy or reality? Plant Disease 78: 1021-1032.

- Skoklefald, S. 1973. Virkning av flatebrenning på en del humusegenskaper og på etablering och höydevekst hos gran og fur. Meddelelser fra det norske skogforsoksvesen nr 119, 471-504.
- Skärby, L., Wallin, G., Selldén, G., Karlsson, P.-E., Ottosson, S., Sutinen, S., Grennfeldt, P. 1995. Tropospheric ozone - a stress factor for Norway spruce in Sweden. *Ecological Bulletins (Copenhagen)* 44: 133-146.
- Smolander, A., Kurka, A., Kitunen, V., Mäliköinen, E. 1994. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P-fertilized Norway spruce stands. *Soil Biology & Biochemistry* 26: 957-962.
- Solberg, S., Törseth, K. 1997. Crown condition of Norway spruce in relation to sulphur and nitrogen deposition and soil properties in southeast Norway. *Environmental Pollution* 96: 19-27.
- SOU. 1996. Kalkning av sjöar och vattendrag. Betänkande av Kalkningsutredningen, Miljödepartementet. Statens offentliga utredningar 1996:53.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M., Skovsgaard, J.P. (Eds.). 1996. Growth trends in European forests. European Forest Institute Research Report No. 5. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 372 sid.
- Sposito, G. 1989. *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press. 277 pp.
- Staaf, H. 1987. Foliage litter turnover and earthworm populations in three beech forests of contrasting soil and vegetation types. *Oecologia* 72: 58-64.
- Staaf, H. 1992. Performance of some field-layer vegetation species introduced into an acid beech forest with mor soil. *Acta Oecol.* 13: 753-765.
- Staaf, H. 1996. Tidigare erfarenheter av skogsmarkskalkning i Europa. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 33-44.
- Staaf, H., Bertils, U. 1996. Försurningen – ett hot mot skogsmarken. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 11-19.
- Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.) 1996. Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, Rapport 4559. 290 sid.
- Starr, M.R. 1985. Variation in the quality of tension lysimeter soil water samples from a Finnish forest soil. *Soil Science* 140: 453-461.
- Steenari, B.-M., Lindqvist, O. 1997. Stabilisation of wood ash for recycling to forest soil. *Biomass and Bioenergy* 13: 39-50.
- Steenari, B.-M., Marsic, N., Karlsson, L.-G., Tomsic, A., Lindqvist, O. 1998. Long-term leaching of stabilized wood ash. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 2: 3-16.
- Steenari, B.-M., Karlsson, L.-G., Lindqvist, O. 1998. Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influences of ash agglomeration. (submitted to *Biomass and Bioenergy*).
- Stegman, B. och Sverdrup, H. 1996. Skogsmarkens försurningskänslighet. Kritisk belastning, modellberäkning. Delrapport 2. Miljö och planenheten, Länsstyrelsen i Älvsborgs län. Meddelande 1996:8.
- Stegman, B. och Sverdrup, H. 1997. Skogsmarkens försurning i Värmland. En prognos för framtiden - Huvudrapport. Länsstyrelsen i Värmlands län, Miljöenheten. Rapport 1997:11B.
- Stegman, B. och Sverdrup, H. 1998. Skogsmarkens försurningskänslighet i Jönköpings län - Huvudrapport.. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 1998:5.
- Stenlid, J., Bendz-Hellgren, M. 1996. Påverkar kalkning granens känslighet för rotröta? I: Staaf, H., Persson, T.,

- Bertil, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 183-188.
- Stevens, P.A. Harrison, A.F., Jones, H.E., Williams, T.G., Hughes, S. 1993. Nitrate leaching from a Sitka spruce plantation and the effect of fertilisation with phosphorus and potassium. *Forest Ecology and Management* 58: 233-247.
- Stjernquist, I., Welander, T. 1996. Lågt pH stressar unga fröplantor. *Skog&Forskning* 3/96: 25-27.
- Strotzky, G. 1966a. Influence of clay minerals on microorganisms. II. Effect of various clay species, homoionic clays, and other particles on bacteria. *Can. J. Microbiol.* 12: 831-848.
- Strotzky, G. 1966b. Influence of clay minerals on microorganisms. III. Effect of particle size, cation exchange capacity, and surface area on bacteria. *Can. J. Microbiol.* 12: 1235-1246.
- Sundqvist, T. 1997. Ekologisk återföring av biobränsleaska, grönlutslam och kommunalt avfallsslam. Examensarbete, Civilingenjörsprogrammet, Luleå Tekniska Universitet, 1997:152 CIV. 33 sid.
- Svensson, B.H., Lantsheer, J.C., Rodhe, H. 1991. Sources and sinks of methane in Sweden. *Ambio* 20: 155-160.
- Svensson, T., Löfroth, M. 1994. Kalkning av våtmarker. Policydokument. Statens Naturvårdsverk, Solna. 20 sid.
- Sverdrup, H. 1990. The kinetics of base cation released due to chemical weathering. Lund University Press and Chartwell-Bratt Ltd. Kent. 246 sidor.
- Sverdrup, H. 1995. Critical loads and the BC/Al - ratio as indicator of soil acidification effects on tree growth. *K. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 134:11, 77-98.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. 1987. Upplösning av kalksten och andra neutraliseringsmedel i mark. Statens Naturvårdsverk Rapport 3311. 112 sid.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. 1991. On the geochemistry of chemical weathering. Från K.Rosén (ed.). *Chemical Weathering under Field Conditions Reports in Forest Ecology and Forest Soils*, Department of Forest Soils, Uppsala. Sid 79-118.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. 1993a. Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Applied Geochemistry* 8, 273-283.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. 1993b. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Lunds University, Department of Chemical Engineering, Reports in ecology and environmental engineering 2:1993. 108 sid.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. 1995. Past and future changes in soil acidity and implications for forest growth under different deposition scenarios. *Ecological Bulletins (Copenhagen)* 44: 335-351.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P., Nihlgård, B. 1994. Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 78: 1-36.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P., Frogner, T., Håoja, A.O., Johansson, M. 1992. Critical loads for forest soils in the Nordic countries. *Ambio* 21: 348-355.
- Swedberg, S. 1995. Regional groundwater monitoring and examples of acidification trends in the province of Göteborg and Bohus, southwestern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1843-1848.
- Söderberg, U. 1993. Samband mellan barrförluster och tillväxt. Skånes samrådsgrupp mot skogsskador, rapport 14/93: 34-36.
- Söderberg, U. 1995. Skogstillståndet. Tillväxtutveckling, kronutglesning och granar med extremt kådflöde. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 134(11): 13-21.

- Söderström, B., Bååth, E., Lundgren, B. 1983. Decrease in soil microbial activity and biomasses owing to nitrogen amendments. *Canadian Journal of Microbiology* 29: 1500-1506.
- Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. *Ecological Studies* 81. 115 pp.
- Tamm, C.O., Pettersson, A. 1969. Studies on nitrogen mobilization in forest soils. *Studia Forestalia Suecica* 75: 1-39.
- Tamm, C.O., Hallbäck, L. 1988. Changes in soil acidity in two forest areas with different acid deposition: 1920s to 1980s. *Ambio* 17: 56-61.
- Tammela, P.-T., Fredriksson, D., Larsson, L.-E. 1996. Torvaska i kretslopp. Stiftelsen Svensk Torvforskning. Torvfakta Nr 1-96. 4 sid.
- Tegnhammar, L., 1994. Bonitet och tillväxt. Växer skogen bättre nu än förr? *Proceedings Markdagen 1994. Skogsakta Konferens* 19, 55-60
- Thelin, G., Rosengren-Brinck, U., Nihlgård, B., Barkman, A. 1998. Trends in needle and soil chemistry of Norway spruce and Scots pine stands in South Sweden 1985-1994. *Environmental Pollution* 99: 149-158.
- Thimonier, A., Dupory, J.L., Timbal, J. 1992. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management* 55: 149-167.
- Thomas, G.W., Hargrove, W.L. 1984. The chemistry of soil acidity. In: Adams, F. (Ed.): *Soil Acidity and Liming*. Second edition. American Society of Agronomy. pp: 3-56.
- Thomas, P.A., Wein, R.W. 1990. Jack pine establishment on ash from wood and organic soil. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1926-1932.
- Thomas, P.A., Wein, R.W. 1994. Amelioration of wood ash toxicity and jack pine establishment. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 748-755.
- Tikkanen, E. 1988. Effects of forest soil ploughing on phosphorus. *Luonnon Tutkija* 92:32-38.
- Tipping, E., Woof, C. 1991. The distribution of humic substances between the solid and aqueous phases of acid organic soils; a description based on humic heterogeneity and charge-dependent sorption equilibria. *Journal of Soil Science* 42: 437-448.
- Torbert, J.L., Johnson, J.E. 1993. Establishing American sycamore seedlings on land irrigated with paper mill sludge. *New Forests* 7: 305-317.
- Torstensson, P., Liljelund, L.E. 1989. Flora- och faunaförändringar i terrestra miljöer - orsakade av luftföroreningar och förorening. En litteraturstudie. Naturvårdsverket Rapport 3604. 91 sid.
- Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A., Wright, R.F. 1997. Whole-catchment liming at Tjønnestrand, Norway: an 11-year record. *Water, Air, and Soil Pollution* 94: 163-180.
- Troedsson, T. 1982. Förorening idag och i morgon. Jordbruksdepartementet kommittén miljö 1982.
- Troedsson, T. 1983. Will it be possible to prevent further acidification by planting broad-leaved trees? I: *Ecological effects of acid deposition*. Naturvårdsverket SNV PM 1636.
- Turner, R.S., Johnsson, A.H., Wang, D. 1985. Biogeochemistry of lead in McDonalds Branch watershed, New Jersey Pine Barrens. *Journal of Environmental Quality* 14: 305-309.
- Tveite, B., Abrahamsen, G., Huse, M. 1994. Trees: growth. I: Abrahamsen, G., Stuanes, A.O., Tveite, B. (Eds.): *Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems*. *Ecological Studies* 194: 180-203.
- Tyler, G. 1981. Leaching of metals from the A horizon of a spruce forest soil. *Water Air and Soil Pollution* 15:

353-369.

Tyler, G. 1989. Markförsurning - metallöslighet. Aktuell miljöforskning i Lund. ORDO 23(2): 12-16.

Tyler, G. 1992. Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests. Statens naturvårdsverk, Rapport 4078. 38 sid.

Tyler, G., Berggren, D., Bergkvist, B., Falkengren-Grerup, U., Folkeson, L., Rühling, Å. 1987. Soil acidification and metal solubility in forests of southern Sweden. I: Hutchinson, T.C. & Meema (Eds.): Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp: 347-359.

Tyler, G., Balsberg-Påhlsson, A.-M., Bergkvist, B., Falkengren-Grerup, U., Folkeson, L., Nihlgård, B., Rühling, Å., Stjernquist, I. 1992. Chemical and biological effects of artificially increased nitrogen deposition to the ground in a Swedish beech forest. Scandinavian Journal of Forest Research 7: 515-532.

Uggla, E. 1957. Mark- och lufttemperatur vid hyggesbränning samt eldens inverkan på vegetation och humus. Norrlands Skogsvårdsförbunds Tidskrift 4: 443-500.

Ulrich, B. 1980. Die Wälder in Mitteleuropa. Messerergebnisse ihrer Umweltbelastung, Theorie ihrer Gefährdung, Prognosen ihrer Entwicklung. Allgemeine Forst Zeitschrift 35: 1198-1202.

Ulrich, B. 1981. Eine ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens. Forstwissenschaftliche Centralblatt 100: 228-236.

Ulrich, B. 1991. An ecosystem approach to soil acidification. In: Ulrich, B. & Sumner, M.E. (Eds.): Soil Acidity. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp: 28-79.

Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K. 1979. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Sollingen. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Nr 58.

Unger, Y.L., Fernandez, I.J. 1990. The short-term effects of wood-ash amendment on forest soils. Water, Air and Soil Pollution 49: 299-314.

Uren, N.C. 1992. Forms, reactions, and availability of nickel in soils. Advances in Agronomy 48: 141-203.

Valinger, E., Fridman, J. 1995. Vind- och snöskador - omfattning och motåtgärder. Skog&Forskning 3/95: 40-45.

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.

Vance, G.F., David, M.B. 1989. Effect of acid treatment on the leachate chemistry of New England Spodosol: Importance of the B horizon on dissolved organic carbon retention. Soil Science Society of America Journal 53: 1242-1247.

van Dobben, H.F. 1993. Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity. PhD dissertation, University of Utrecht.

Veijalainen, H., Silfverberg, K., Hytönen, J. 1993. Pulp biosludge and coal ash as nutrient sources for silver birch seedlings. (På finska med engelsk summary). Suo 44: 63-73.

Verta, M., Maanio, J., Iivonen, P., Hirvi, J-P., Järvinen, O., Piepponen, S. 1990. Trace metals in Finnish headwater lakes – effects of acidification and airborne load. In: Kauppi et al. (Eds.): Acidification in Finland. Springer Verlag, Berlin. pp: 883-908.

Viro, P.J. 1955. Investigations of forest litter. Commun. Inst. For. Fenn. 45(6). 65 pp.

Voundi Nkana, J.C., Demeyer, A., Verloo, M.G. 1998. Chemical effects of wood ash on plant growth in tropical acid soils. Bioresource Technology 63: 251-260.

- Wallander, H. 1995. A new hypothesis to explain allocation of dry matter between mycorrhizal fungi and pine seedlings in relation to nutrient supply. *Plant and Soil* 168-169:243-248.
- Wallin, M. 1996. Effects on the nutrient balance of *Salix* sp. And grasses after wetland liming. Examensarbete i biologi, Inst. för ekologi, Lunds universitet. 25 sid.
- Wallsten, M., Sollander, D. 1988. Vattenväxter och miljö. Naturvårdsverket Rapport 3495: 1-65.
- Wang, H.L., Hedley, M.J., Bolan, N.S. 1994. Chemical properties of fluidised bed boiler ash relevant to its use as a liming material and fertiliser. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 38: 249-256.
- Wanner, M., Funke, I., Funke, W. 1994. Effects of liming, fertilization and acidification on pH, soil moisture, and ATP content of soil from a spruce forest in Southern Germany. *Biol. Fertil. Soils* 17(4): 297-300.
- Warfvinge, P. 1993. Inverkan av skogsmarkskalkning på yt- och markvatten. Skånes samrådsgrupp mot skogsskador, Rapport 14/93: 61-62.
- Warfvinge, P., Sverdrup, H. 1992a. Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE – a steady-state soil chemistry model. *Water, Air and Soil Pollution* 63: 119-143.
- Warfvinge, P., Sverdrup, H. 1992b. Effekter av luftföroreningar på framtida skogstillväxt. I: SOU 1992:76 (Skogspolitiken inför 2000-talet). Bilaga 16 i Bilagor II, sid. 377-412.
- Warfvinge, P., Fransman, B., Hultberg, H., Nihlgård, B., Westling, O. 1996. Inverkan av skogsmarkskalkning på ytvatten. I: Staaf, H., Persson, T., Bertils, U. (Red.): Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Naturvårdsverket, rapport 4559: 197-206.
- Weber, A., Karsisto, M., Leppänen, R., Sundman, V., Skujins, J. 1985. Microbial activities in a histosol: Effects of wood ash and NPK fertilizer. *Soil Biology & Biochemistry* 17: 291-296.
- Westling, O. 1991. Miljöatlas. IVL.
- Westling, O. 1994. Utvärdering av markkemiska undersökningar i skog i Göteborg- och Bohus län. IVL-Rapport, IVL Aneboda.
- Westling, O. 1995. Effekter på avrinningsvatten av behandlingar med aska och kalk på skogsmark. (Rapportering till SÖDRA). Stencil.
- Westling, O., Borg, G. 1998. Gödsling av skogsmark med fosfor och kalium – effekter på mark- och ytvatten. I: Nohrstedt, H.-Ö. (Red.). Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Naturvårdsverket, Rapport 4820: 81-119.
- Westling, O., Hultberg, H. 1990/91. Liming and fertilization of acid forest soil: short-term effects on runoff from small catchments. *Water, Air and Soil Pollution* 54: 391-407.
- Westling, O., Hallgren Larsson, E., Sjöblad, K., Lövblad, G. 1992. Deposition och effekter av luftföroreningar i södra och mellersta Sverige. IVL Rapport B 1079. 109 sid.
- Westling, O., Röttorp, J., Malm, G. 1998. Samband mellan barrförlust och andra variabler på granskogsytor i södra Sverige. I: Rosengren-Brinck, U. (Red.): Barrförlust och luftföroreningar. Samband mellan kronutglesning och miljöfaktorer i barrskog. Naturvårdsverket Rapport 4890: 57-77.
- Wickman, T., Jacks, G. 1991. Strontium isotopes as tools in weathering research. In: Rosén, K. (Ed.). *Chemical Weathering under Field Conditions* Reports in Forest Ecology and Forest Soils, Department of Forest Soils, Uppsala, pp: 139-145.
- Wiederholm, T. 1996. Året som gått. I: Persson, G. (Red.). Sjöar & vattendrag, årsskrift från miljöövervakningen 1995. sid. 2-9.
- Wijk, S. 1998. Skogsskadeutveckling 1987-92 i relation till markkemi på skogsvårdsorganisationens

- observationsytor. I: Rosengren-Brinck, U. (Red.): Barrförlust och luftföroreningar. Samband mellan kronutglesning och miljöfaktorer i barrskog. Naturvårdsverket Rapport 4890: 39-55.
- Wiklander, G. 1997. Skogsmarkens kemi. I: Minell, H. & Pettersson, B. (Red.). 1997. Marken i skogslandskapet. Skogsstyrelsen. Sid: 163-187.
- Wiklander, G., Nordlander, G., Andersson, R. 1991. Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderåsen in southern Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 55: 263-282.
- Wiklander, L. 1975. The role of neutral salts in the ion exchange between acid precipitation and soil. *Geoderma* 14: 93-105.
- Wiklund, K. 1995. Kväve utarmar svampfloran - vitaliseringsgödsling inget botemedel. *Fakta Skog* Nr 8 1995. 4 sid.
- Wiklund, K., Nilsson, L.-O., Jacobsson, S. 1995. Effects of irrigation, fertilization, and artificial drought on basidioma production in a Norway spruce stand. *Canadian Journal of Botany* 73: 200-208.
- Williams, T.M., Hollis, C.A., Smith, B.R. 1996. Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. *Journal of Environmental Quality* 25: 955 - 961.
- von Wilpert, K., Hildebrand, E.E., Huth, T. 1993. Ergebnisse des Praxis-Grossdüngerversuches. Abschlussbericht über die Anfangsaufnahmen (1985/86) und die Endaufnahmen (1989/90). *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*, Heft 171. 131 pp.
- Wolters, V., Ekschmitt, K., Scholle, G. 1995. 10 Jahre Waldkalkung: Wirkungen auf Bodenorganismen und biologische Umsetzungsprozesse. *Allgemeine Forst Zeitung* 50: 936-941.
- Woodman, J.N., Cowling, E.B. 1987. Airborne chemicals and forest health. *Environmental Science & Technology* 21: 120-126.
- Wright, R.F., Hauhs, M. 1991. Reversibility of acidification: soils and surface waters. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, 97B: 169-191.
- Wright, R.F., Schindler, D.W. 1995. Interaction of acid rain and global changes: effects on terrestrial and aquatic ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 89-99.
- Wright, R.F., Norton, S.A., Brakke, D.F., Frogner, T. 1988. Experimental verification of episodic acidification of freshwaters by sea salts. *Nature* 334: 422-424.
- Wright, R.F., Brandrud, T.-E., Clemensson-Lindell, A., Hultberg, H., Kjønaas, O.J., Moldan, F., Persson, H., Stuanes, A.O. 1995. NITREX project: ecosystem response to chronic additions of nitrogen to a spruce-forested catchment at Gårdsjön, Sweden. *Ecological Bulletin (Copenhagen)* 44: 322-334.
- Wulff, S. 1997. Skogsskador i Sverige – Riksskogstaxeringens skogsskadeinventering. *Fakta Skog*, Sveriges lantbruksuniversitet. Nr 14, 1997. 4 sid.
- Wäreborn, I. 1992. Changes in the land mollusc fauna and soil chemistry in an inland district in southern Sweden. *Ecography* 15: 62-69.
- Wölfelschneider, A. 1994. Einflussgrößen der Stickstoff- und Schwefel-Mineralisierung auf unterschiedlich behandelten Fichtenstandorten im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 34: 1-185.
- Yanai, R.D. 1991. Soil solution phosphorus dynamics in a whole-tree-harvested northern hardwood forest. *Soil Science Society of America Journal* 55: 1746-1752.
- Yavitt, J.B., Newton, R.M. 1990. Liming effects on some chemical and biological parameters of soil (Spodosols and Histosols) in a hardwood forest watershed. *Water, Air, and Soil Pollution* 54: 529-544.
- Yavitt, J.B., Fahey, T.J., Simmons, J.A. 1995. Methane and carbon dioxide dynamics in a northern hardwood ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 59: 796-804.

- Yavitt, J.B., Simmons, J.A., Fahey, T.J. 1993. Methane fluxes in a northern hardwood forest ecosystem in relation to acid precipitation. *Chemosphere* 26: 721-730.
- Young, M.J., Johnson, J.E., Thiel, D.A. 1993. Effects of paper mill sludge and weed control on competing vegetation and growth of young red pine. *New Forests* 7: 345-361.
- Zech, W., Popp, E. 1981. Magnesiummangel, einer Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. *Forstwissenschaftliche Centralblatt* 102: 50-55.
- Zelles, L., Scheunert, I., Kreutzer, K. 1987. Bioactivity in limed soil of a spruce forest. *Biology and Fertility of Soils* 3: 211-216.
- Zeitzschwitz, E. V. 1998. Wirkungen von Kompensationskalkungen auf Stoffumsätze im Boden. *Forstarchiv* 69: 135-144.
- Zöttl, H.W., Hüttl, R.F. 1989. Nutrient deficiencies and forest decline. I: Bucher, J.B. & Bucher-Wallin, I. (Eds): *Air Pollution and Forest Decline. Proc. 14th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems, IUFRO P2.05, Interlaken, Switzerland, Oct. 2-8, 1988.* pp: 189-193.
- Ågren, G., Bosatta, E. 1988. Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 54: 185-197.
- Ökland, R.H. 1995. Changes in the occurrence and abundance of plant species in a Norwegian boreal coniferous forest, 1988-1993. *Nordic Journal of Botany* 15: 415-438.
- Örlander, G., Westling, O. och Petersson, P., 1994. Markvattnets innehåll av baskatjoner och aluminium och dess påverkan på tillväxt och kådflöde i kraftigt försurad granskog. IVL Rapport B 1155, 1-18.
- Örlander, G., Langvall, O., Petersson, P., Westling, O. 1997. Arealförluster av näringsämnen efter riståkt och markberedning på sydsvenska hyggen. Arbetsrapport nr 15. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, Alnarp.

Skogsstyrelsen har sedan 1989 ett regeringsuppdrag att bedriva försöksverksamhet för att förbereda operativa åtgärder mot markförsurningen. Som ett led i detta har Skogsstyrelsen givit en grupp forskare vid institutionen för skoglig marklära vid Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala i uppdrag att ta fram en miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering.

I denna rapport beskrivs och värderas miljöeffekterna av åtgärdsprogrammet, men även konsekvenserna av ett nollalternativ, d. v. s. att inte vidta några kalknings- eller vitaliseringsåtgärder.