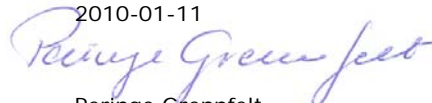


Helträdsuttag i samband med gallring/röjning och föryngringsavverkning

Påverkan på markvattnet och
modellerad försurningsutveckling

Therese Zetterberg Veronika Kronnäs Sofie Hellsten
B1772
Februari 2008

Rapporten godkänd
2010-01-11



Peringe Grennfelt
Forskningschef

Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress P.O. Box 5302 SE-400 14 Göteborg	Projekttitel Åtgärder mot försurning
Telefonnr +46 (0)31-725 62 00	Anslagsgivare för projektet IVL:s samfinansierade forskningsprogram med Skogsstyrelsen som huvudsaklig finansiär
Rapportförfattare Therese Zetterberg, Veronika Kronnäs & Sofie Hellsten	
Rapporttitel och undertitel Helträdsuttag i samband med gallring/röjning och föryngringsavverkning – påverkan på markvattnet och modellerad försurningsutveckling	
Sammanfattning I denna rapport har konsekvenserna av olika biomassauttag på markvattenhalterna på 50 cm djup undersökts och jämförts med modellerade data. Studien är genomförd både i gran- och tallbestånd i norra och södra Sverige. Resultaten från markvattenmätningarna visade på få signifikanta skillnader på markens surhets- och näringsstatus mellan helträds- och stamvedsuttag, vilket beror på en stor spridning inom varje provyta. Jämfört med stamvedsuttag har helträdsuttag lett till signifikant minskade koncentrationer av kalcium, magnesium och sulfat i drygt hälften av ytorna. Skillnaden var större vid helträdsuttag i granbestånd än i tallbestånd vilket sannolikt beror på ett större biomassauttag, något som även de statistiska modellberäkningarna tyder på. Resultaten från den dynamiska (MAGIC) modelleringen var dock inte lika entydig.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Baskatjoner, försurning, gran, helträd, kalcium, kalium, MAGIC, magnesium, markvatten, näring, stamved, tall	
Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B1772	
Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

Sammanfattning

Användningen av biobränslen har ökat kraftigt under senare år vilket är positivt sett från ett klimatperspektiv. Samtidigt innebär ett ökat uttag av avverkningsrester från skogen att en större mängd näring försvinner ut ur systemet jämfört med stamvedsuttag eftersom en stor del av näringen sitter i trädets finare delar. Vilka konsekvenser detta får på markens långsiktiga närings- och försurningsstatus har belysts i denna rapport genom att studera markvattenkemin på 50 cm djup vid uttag av avverkningsrester (grenar, toppar & barr) i samband med föryngringsavverkning och gallring/röjning. Eftersom uttag av barr inte rekommenderas av Skogsstyrelsen just för att en stor del av näringen sitter barren har detta sannolikt betydelse för slutsatserna i denna rapport. De empiriska resultaten jämförs med modellerade näringsbalanser för kalcium, magnesium och kalium på nationell nivå och modellerad försurningsutveckling med MAGIC.

Arbetshypotesen i projektet är att helträdsuttag leder till näringsförluster som långsiktigt ökar surhetsgraden och minskar näringsförrådet i marken, mätt som ett minskat pH-värde och lägre ANC i markvattnet. Totalt ingår åtta försök utlagda inom SLU:s försöksparker i norra och södra Sverige. Uttag har skett både i tall- och granskog, med varierande bonitet och vid olika tillfällen under rotationsperioden (antingen vid röjning, gallring eller föryngringsavverkning).

Markvattenmätningarna utfördes med keramiska undertryckslysimetrar på 50 cm djup under perioden 2003-2005. Markvattnet från två lysimetrar slogs samman till ett generalprov varefter det analyserades på vanliga mikro- och makrokonstituenterna. Provtagningen skedde 2-3 gånger per år (vår, sommar och höst). I ett av försöksområdena (Mölnafältet) utfördes mätningar även under 2001 och 2002.

Resultaten från markvattenmätningarna visade på få signifikanta skillnader vilket beror på den stora spridningen inom varje yta. Jämfört med stamvedsuttag har helträdsuttag lett till signifikant minskade koncentrationer av kalcium, magnesium och sulfat i lite mindre än hälften av ytorna men inte alltid i samma ytor. Av de ytor som ingick i studien uppvisade granlokalerna Lövliden i norr och Tönnersjö i söder de tydligaste skillnaderna i markvattnet efter helträdsuttag. En trolig förklaring till detta är att biomassan i gran är högre jämfört med tall samt att skillnaden uppstod i samband med föryngringsavverkning (när det största biomassuttaget sker).

De statistiska massbalansberäkningarna för baskatjonerna visade på förluster av kalcium och magnesium i nästan hela Sverige, oavsett biomassauttag (stamved och GROT). Förlusterna var dock större vid helträdsuttag jämfört med stamvedsuttag vilket stämmer överens med resultaten från Lövliden och Tönnersjö. I tallbestånd var förlusterna mindre jämfört med granbestånd, vilket inte har kunnat bekräftas med de markvattenkemiska mätningarna. För kalium var förlusterna inte lika stora och kompensades oftast av vittring och deposition i samband med stamvedsuttag men inte vid helträdsuttag. Koncentrationen av kalium i markvattenstudien var signifikant lägre efter helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning på en av lokalerna (Kosta) och signifikant högre efter helträdsuttag i samband med röjning vilket gör att resultaten blir svårtolkade. Resultaten från massbalansberäkningarna visar emellertid att skogsbruksintensiteten i hög grad påverkar förlusten av baskatjoner, och därmed buffringen mot försurning, framför allt vad gäller Ca^{2+} och K^{+} i granskog vilket delvis bekräftas av markvattenundersökningarna av kalcium och magnesium men inte kalium.

Av de fyra ytorna Kosta, Tönnersjö, Lövliden och Lund kunde bara de två nordliga ytorna, Lövliden och Lund, modelleras med den dynamiska modellen MAGIC. Resultaten från modellberäkningarna visade att skogsbruket innebär en långsiktig minskning av näringsförrådet, både vid stamveds- och helträdsuttag vilket även den statiska massbalansmodellen har visat. Skillnaden mellan stamveds- och helträdsuttag var däremot liten på mark- och markvattenkemin. Markvattendata (och markkemidata) tyder på att effekten efter helträdsuttag skulle vara större på kalcium- och magnesiumkoncentrationen i Lövliden, men MAGIC förklarar detta genom naturliga olikheter, dvs. skillnaden i biomassauttag kan inte förklara de höga koncentrationerna. Det innebär att de skillnader som observerats i Lövliden skulle ha en naturlig förklaring. Ytorna ligger dock inom ett mycket litet område varför vittringen inte borde variera alltför mycket, med som påpekats tidigare är variationen i markvattenhalter stor för de enskilda parametrarna. En närmare granskning visar att variationen i markvattendata i "Lövliden stam" (Figur 17) är mycket stor (ffa för kalium och natrium) vilket innebär att medelvärdet blir högre jämfört med "Lövliden helträd", där variationen var lägre. Detta har stor betydelse vid massbalansberäkningen och skulle kunna förklara skillnaden.

Sammantaget tyder resultaten på helträdsuttag leder till en större förlust av baskatjoner (kalcium och magnesium) jämfört med stamvedsuttag, vilket även den statiska modellberäkningen tyder på. Resultaten från MAGIC-modelleringarna är inte lika tydliga.

Summary

During the last decade, the use of biofuels in Sweden has increased rapidly and is now a common forest practise. However, logging of forest residues leads to a permanent loss of nutrients from the ecosystem unless compensated for. The loss is greater during whole-tree harvesting compare with stem-only due to a higher nutrient content in the finer parts of the tree (i.e. branches and needles).

In this project the effects of different biomass removal (whole-tree and stem harvest) on soil water chemistry in coniferous forests have been investigated, particularly the effects on the acidity- and nutrient status in the soil. The results have also been compared to model calculations.

The measurements were carried out in eight research areas, situated in the northern and southern part of Sweden. Soil water was collected at a depth of 50 cm, two to three times a year (spring, summer and autumn) during the period of 2003-2005. Both spruce (*Picea abies*) and pine (*Pinus sylvestris*) stands were included in the study and biomass removal (stems, branches and needles) took place either during clear-felling or thinning.

In approximately 50 % of the plots, whole-tree harvesting led to a significant lower concentration of calcium, magnesium and sulphate compare to stem harvest only. The differences were larger in high-productivity stands of spruce due to higher biomass content.

Model calculations of nutrient balances in forest soils with two different scenarios (whole-tree and stem harvest) showed that the loss of calcium and magnesium were greater during whole-tree harvesting compare with stem-only. The losses were greater in stands of spruce compare with pine stands as indicated by the soil water chemistry data. The loss of potassium could be compensated for by weathering and deposition in the stem-only scenario but not in the whole-tree harvesting scenario. The nutrient balance of sodium was only slightly affected by the different scenarios.

Only two (the northern sites) out of four research sites could be model by the dynamic model MAGIC. The results showed that removal of biomass leads to a permanent loss of nutrients. The differences in biomass removal (whole-tree compare with stem only) were however small and could not be explained by forest practises.

In summary the results from this study is not unambiguous and the long-term effects of whole-tree harvesting on the nutrient content and acidity is not clear. There is still a need for further research in this field.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	1
Summary	3
1 Inledning.....	5
2 Syfte.....	5
3 Material och metoder.....	6
3.1 De ”långliggande helträdsförsöken”	6
3.2 Markvattenkemisk provtagning och analyser	8
3.3 Bearbetning av data och statistisk utvärdering	9
3.4 Dynamisk modellering med MAGIC	10
3.4.1 Modellens uppbyggnad.....	10
3.4.2 Indata till MAGIC-modelleringen	11
3.5 Modellerade ämnesbalanser.....	12
4 Resultat.....	13
4.1 Statistisk utvärdering.....	13
4.2 Markvatten	13
4.2.1 Vätejoner och pH.....	14
4.2.2 Kalcium, magnesium, kalium och natrium.....	15
4.2.3 Sulfatsvavel	18
4.2.4 ANC.....	18
4.2.5 Oorganiskt aluminium.....	19
4.3 Modellerad försurningsutveckling med MAGIC.....	20
4.4 Modellerade ämnesbalanser över baskatjoner	23
5 Diskussion	25
6 Tack.....	26
7 Referenser.....	27
Bilaga 1 Analysmetoder	29
Bilaga 2 Databehov för beräkningar med MAGIC.....	30
Bilaga 3 Markvattenkemi.....	31

1 Inledning

På senare år har det svenska skogsbruket intensifierats. Bland annat har efterfrågan på virke ökat kraftigt liksom kravet på naturhänsyn i form av hänsynsytor, frivilliga avsättningar och andel död ved. Enligt Skogsstyrelsen (2007) har ett tidigare virkesöverskott under hela 1900-talet bytts mot ett litet virkesunderskott i norra Sverige. I södra Sverige är virkesbalanserna fortfarande positiva, det vill säga det råder en balans mellan faktiskt uttag och högsta hållbara avverkning men marginalerna har krympt väsentligt.

Användningen av bibränslen har också ökat. Under 2005 utgjorde bibränslen, torv med mera cirka 18 % (eller 112 TWh) av Sveriges totala energianvändning vilket nästan är en fördubbling jämfört med 1980-talet (10 %) (Energimyndigheten, 2006). Till bibränslen räknas en rad olika produkter in, samtliga av biologiskt ursprung, såsom trädbränslen, returlutar, returpapper, vassbränsle och halmbränsle. Skogsbränsle är en del av trädbränslen tillsammans med återvunnet trädbränsle och energiskogsbränsle. I denna rapport diskuteras uttaget av avverkningsrester (eller GROT (GRenar Och Toppar) vilket tillhör kategorin skogsbränsle. Det anmälda uttaget av skogsbränsle var 41 500 ha under 2005 vilket motsvarar 18 % av den faktiska avverkningen (227 000 ha) (Skogsstyrelsen, 2006). Studier har dock visat att det faktiska uttaget av GROT skiljer sig från det anmälda uttaget (Schelin, 2006). En mer realistisk siffra är 25 000 ha (Hillevi Eriksson, Skogsstyrelsen, muntlig uppgift 2007).

Virkesförbrukningen och nyttjandet av bibränslen förväntas även att fortsätta stiga i framtiden. I Oljekommissionens rapport från juni 2006 (Regeringskansliet, 2006) anges till exempel att skogens tillväxt bör öka långsiktigt med 15-20 % genom effektivare skogsskötsel, inklusive gödsling och intensivskogsbruk på en del av arealen (1.1 miljoner ha, ca 5 % av totala skogsarealen). Man beräknar även att användandet av brännved, GROT och stubbar som bibränsle, räknat som TWh, skall fördubblas mellan åren 2005 och 2020. För att möta behovet av virke, massaved och biobränslen är en effektivare skogsskötsel nödvändig.

Hur ett uthålligt skogsbruk ska bedrivas, på krympande arealer, utan att de jämställda produktions- och miljömålen äventyras är en viktig framtidsfråga. Vid ett ökat nyttjande av avverkningsrester förloras nämligen en större mängd näring ut ur systemet jämfört med ett traditionellt stamvedsuttag. Det beror på att en stor del av näringen återfinns i trädets finare delar (Jacobson & Mattson, 1998; Egnell m. fl., 1998). Den näring som försvinner skulle, via nedbrytning av det organiska materialet, ha neutraliserat den syra som byggts upp i marken under rotationsperioden. Istället försvinner denna ”buffertverkan” ut ur systemet. Några av de risker som befaras uppstå i beståndet via ett helträdsutnyttjande är 1) en sänkt motståndskraft mot försurning i marken, 2) ett minskat näringsförråd i marken, 3) en sänkt tillväxt och 4) en minskad alkalinitet i det avrinnande vattnet.

2 Syfte

Syftet med studien är att undersöka de långsiktiga markvattenkemiska effekterna på 50 cm djup vid uttag av avverkningsrester i samband med föryngringsavverkning och gallring/röjning. Resultaten jämförs med kontrolltytor där konventionellt stamvedsuttag har skett. Arbetshypotesen är att helträdsuttag leder till näringsförluster som långsiktigt ökar surhetsgraden och minskar näringsförrådet i marken, mätt som ett minskat pH-värde och lägre ANC i markvattnet.

De empiriska resultaten jämförs med modellerade näringsbalanser för kalcium, magnesium och kalium på nationell nivå och modellerad försurningsutveckling med MAGIC.

3 Material och metoder

I denna studie har markvattenkemin på 50 cm djup analyserats under perioden 2003-2005 i åtta långliggande helträdsförsök. I fyra av dessa försök (Lövliden, Lund, Kosta och Tönnersjö) var ambitionen att beskriva den framtida försurningsutvecklingen i ytvatten med den dynamiska modellen MAGIC. På grund av misstänkt lågt näringsupptag och tidsbrist i att finna mer realistiska upptagssiffror var det inte möjligt att modellera (kalibrera) de södra lokalerna (Kosta och Tönnersjö) inom ramen för detta projekt.

De empiriska resultaten har även jämförts med statiska massbalansberäkningar för baskatjoner på nationell nivå för att se om modellerade resultat stämmer överens med uppmätta halter i markvatten.

3.1 De "långliggande helträdsförsöken"

I mitten av 1970-talet anlades ett antal försök runt om i Sverige med syfte att studera effekterna av skogsbränsleuttag i samband med gallring/röjning och föryngringsavverkning. Försöken, som drivs i regi av Sveriges Lantbruksuniversitet, Enheten för skoglig fältforskning, har under årens lopp varit föremål för en rad olika studier framför allt effekter på skogsproduktionen. Under perioden 2003-2005 genomförde IVL Svenska Miljöinstitutet markvattenkemiska undersökningar i åtta av dessa försök (Tabell 1).

Försöksområdena som ingår i studien skiljer sig åt med avseende på trädslag, bonitet, region och biobränsleuttag. I den så kallade "Björkrothska försöksserien" ingår fyra försöksområden, två i norra Sverige (Lund & Lövliden) och två i södra Sverige (Kosta & Tönnersjöheden) (Figur 1). I varje område ingår två försöksled utlagda som fyra blockförsök (25 * 25 m, med ett replikat per block), med olika uttag av biomassa i samband med föryngringsavverkning. I det ena försöksledet har endast stammarna skördats (kvarvarande biomassa spreds för hand, jämt fördelat över ytan) och i det andra försöksledet har all biomassa ovan stubben (stammar, grenar, toppar & barr) tillvaratagits. Försöken etablerades av Göran Björkroth i ett ursprungligt syfte att undersöka biomassauttagets betydelse för skogsproduktionen. Förutom tillväxt har även effekter på markkemi, kolförråd och markvegetation studerats i senare tillkomna mätprogram (se exempelvis Staaf & Olsson, 1991; Olsson & Staaf, 1995; Olsson m. fl., 1996a; Olsson m. fl., 1996b).

Parallellt med denna försöksserie har effekten av gallring studerats i den "Leijonska försöksserien" i randomiserade blockförsök med 1-4 replikat per område. Försöken som etablerades av Bo Leijon under perioden 1982-1985 syftade till att undersöka effekterna på träd tillväxt, markkemi och markvegetation vid gallring utförd på ett konventionellt sätt jämfört med gallring med skogsbränsleuttag (se exempelvis Egnell & Leijon, 1997; Lundborg, 1994; Egnell & Leijon, 1996; Egnell & Leijon, 1999). Två av dessa lokaler ingår i denna studie. Båda lokalerna ligger i södra Sverige och utgörs av gran på svag (Granhult) respektive god (Borrestad) mark (Tabell 1).

Ungefär vid samma tidpunkt som gallringsförsöken inrättades etablerades även fyra röjningsförsök i ung tallskog varav ett (Ramsberg) ingår i denna studie. Försöket, som ligger i Värmland, upprättades 1984 av S. O. Andersson i syfte att undersöka effekterna på tillväxt vid

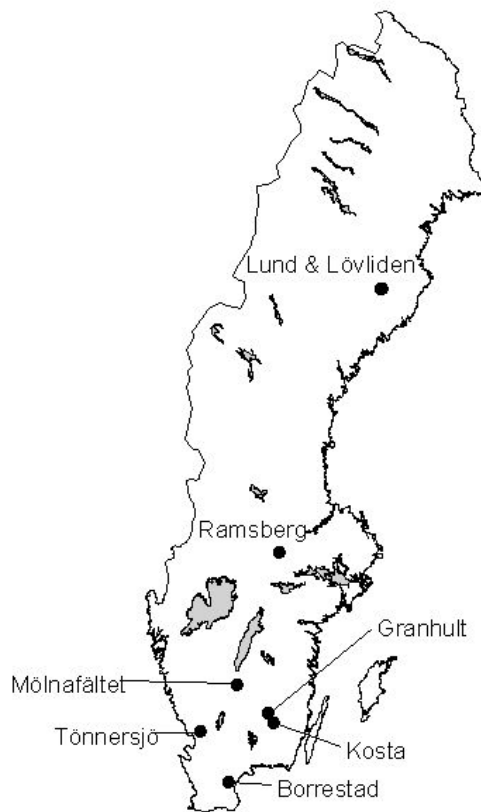
skogsbränsleuttag i samband med röjning (Leijon & Egnell, 1996). Beståndet gallrades 2003. Liksom övriga försök anlades dessa som randomiserade blockförsök.

Det sista försöksområdet (Mölnafältet) är ett tallbestånd som ligger i Jönköpings län inrättad av C. O. Tamm i början av 1900-talet. Beståndet är per dagens datum 85 år gammalt och tillhör ett av de äldsta försöken i Sverige. Syftet med experimentet var att undersöka om man med markförbättrande åtgärder kunde höja markens bonitet genom en rad olika åtgärder (se exempelvis Egnell m. fl., 1994; Örlander m. fl., 1996). I detta försök ingår tre (av nio) försöksled utlagda som 50 m breda band behandlade med olika markberedningsmetoder. Varje band är i sin tur uppdelade i 25 m breda bälten och i varje ruta har kultivering skett med olika metoder och trädslag. I det första försöksledet har konventionellt stamvedsuttag ägt rum, i det andra avlägsnades allt ris och i det tredje tillfördes istället ris (ca 4.5 gånger rismängden) i samband med slutavverkning.

För en mer detaljerad beskrivning över behandlingsmetoder, områdesskillnader och resultat hänvisar vi till den skogliga fältförsöksdatabasen ”Silvaboreal” (www.silvaboreal.com). Samtliga refererade försök återfinns under temat ”Biocomp”.

Tabell 1. Beståndsdata och tidpunkt för slutavverkning eller gallring/röjning.

Försöksyta	ID	Trädslag	SI	Landskap	Åtgärd	Ansvarig försökspark
Lövliden (LL)	S2444	Gran	G20	Västerbotten	Slutavverkning 1976	Vindeln
Lund (LU)	S2445	Tall	T20	Västerbotten	Slutavverkning 1974	Vindeln
Mölnafältet (MF)	S2456	Tall	T24	Småland	Slutavverkning 1923	Tönnersjöheden
Kosta (KO)	S2442	Tall	T24	Småland	Slutavverkning 1975	Tönnersjöheden
Granhult (GH)	S2448	Gran	G30	Småland	Gallring 1983	Tönnersjöheden
Borrestad (BS)	S2449	Gran	G36+	Skåne	Gallring 1983	Tönnersjöheden
Ramsberg (RB)	5124	Tall	T29	Västmanland	Röjning 1984, fri gallring 2003	Siljansfors
Tönnersjö (TS)	S2443-T103	Gran	G30	Halland	Slutavverkning 1975	Tönnersjöheden



Figur 1. Försöksområdenas läge. Observera att mätningarna i Borrestad upphörde efter två provtagningsomgångar på grund av yttre störningar (djur).

3.2 Markvattenkemisk provtagning och analyser

Markvattenprovtagningen skedde med hjälp av keramiska undertryckslysimetrar. Lysimeterutrustningen består av en keramikropp som grävs ner i marken och kopplas ihop med en silikonslang. Silikonslangen går upp till en tryckkammare vid markytan (lös provflaska, 250 ml) som skyddas av ett plaströr. Genom att skapa ett undertryck i keramikroppen suggs markvattnet upp och samlas i provflaskan som därefter kan kopplas lös och skickas in till laboratoriet för vattenkemisk analys. Tömning sker normalt två dagar efter att undertrycket skapades.

Inom varje provyta placerades 2 stycken lysimetrar ut på 50 cm djup från markytan (ej mineraljorden). Provdjupet motsvarar markskiktet omedelbart under rotzonen och kan därför användas som ett mått på utlakningen. Det är detta vatten som slutligen hamnar i vattendragen. De enskilda markvattenproverna slås ihop till ett generalprov för varje provyta för att utjämna variationer och garantera tillräcklig provvolym för kemiska analyser. Provtagning har skett 2 till 3 gånger per år (vår, sommar och höst) under perioden 2003-2005 med undantag av Mölnafältet där provtagning även skedde under 2001 och 2002 (Tabell 2). Mätningarna i Borrestad upphörde efter en säsong på grund av yttre störningar på provtagningsutrustningen (dovhjärt).

Tabell 2. Provtagningsintervall och tidpunkt för mätning, markerat med ett kryss.

Försöksområde	2001	2002	2003		2004		2005		
	dec	jun	juni	Okt-dec	apr-maj	sep-okt	maj	aug	okt
Lövliden (LL)			x	x	x	x	x	x	x
Lund (LU)			x	x	x	x	x	x	x
Mölnafältet (MF)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Kosta (KO)				x	x	x	x	x	x
Granhult (GH)			x	x	x	x	x	x	x
Borrestad (BS)			x	x					
Ramsberg (RB)			x	x	x	x	x	x	x
Tönnersjö (TS)			x	x	x	x	x	x	x

Markvattenkemin har analyserats av IVL Svenska Miljöinstitutet AB i Göteborg med avseende på pH, alkalinitet, konduktivitet, sulfatsvavel (SO₄-S), nitratkväve (NO₃-N), klorid (Cl⁻), ammoniumkväve (NH₄-N), kalcium (Ca²⁺), magnesium (Mg²⁺), natrium (Na⁺), kalium (K⁺) och mangan (Mn²⁺). Analys av järn (Feⁿ⁺), totalt organiskt kol (TOC), totalaluminium (Al-tot) samt organiskt aluminium (Al-org) har gjorts av Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Miljöanalys i Uppsala. En beskrivning av analysmetoderna återfinns i Bilaga 1. Den syraneutraliserande förmågan (ANC) har beräknats genom att summera halten katjoner (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺) minus summan halten anjoner (SO₄-S, NO₃-N, Cl⁻), uttryckt som ekvivalenter per liter. Koncentrationen av oorganiskt aluminium beräknas som differensen mellan Al-tot och Al-org.

3.3 Bearbetning av data och statistisk utvärdering

Resultaten från de markvattenkemiska mätningarna redovisas som medelvärden för hela försöksperioden (2002-2005) för respektive provyta. På grund av den stora variationen som förekommer inom ytorna redovisas spridningen som min- och maxvärden istället för att använda standardavvikelsen (som ofta blev negativ för vissa parametrar vilket är orimligt).

För att undersöka om det föreligger en faktisk skillnad mellan behandlingarna (stamved respektive helträd) har resultaten från de markvattenkemiska undersökningarna testats med ett operat t-test (kallas även för beroende t-test). Fördelen med ett operat t-test är att värdena inte behöver hänga ihop parvis. Därmed kan antalet värden skilja sig åt mellan behandlingarna och försöksområdena vilket är en fördel i detta fall eftersom värden ofta saknas under sommarmånaderna på grund av torka. Samtliga områden utom Borrestad ingår i utvärderingen eftersom dataunderlaget är för litet för att testa statistiskt (mätningarna upphörde efter en provtagningsäsong).

Ett t-test jämför medelvärden mellan olika grupper (i det här fallet stamveds- och helträdsuttag) och testar om den observerade skillnaden beror på slumpen (H₀) eller om det föreligger en statistiskt signifikant skillnad (H₁). Valet av signifikansnivå (p=0.05; p=0.01; p=0.001) har stor betydelse för resultatet. I det här försöket sattes signifikansnivån till 0.05. Därmed ökar sannolikheten att statistiskt signifikanta skillnader uppträder mellan grupperna. Testet anses ändå ge en god indikation

på eventuella behandlingseffekter. Den statistiska utvärderingen utfördes i Excel (T-test: two sample assuming equal variance).

3.4 Dynamisk modellering med MAGIC

I fyra av försöken (Lövliden, Lund, Kosta och Tönnersjö) var ambitionen att beskriva den framtida försurningsutvecklingen i ytvatten med den dynamiska modellen MAGIC. På grund av misstänkt lågt näringsupptag och tidsbrist i att finna mer realistiska upptagssiffror var det inte möjligt att modellera (kalibrera) de södra lokalerna (Kosta och Tönnersjö) inom ramen för detta projekt. Eventuella effekter av helträdsuttag på nästkommande skogsgenerations tillväxt har inte heller modellerats eftersom syftet var att jämföra modellresultaten med nutid.

3.4.1 Modellens uppbyggnad

MAGIC (Model of Acidification of Groundwater in Catchments) är en dynamisk modell som används för att beskriva försurningsutvecklingen räknat på materialbalanser i olika ekosystem. Tillförsel och bortförsel av syror och basiska ämnen beräknas normalt årsvis med hänsyn till att flöden och förråd ändras med tiden. MAGIC är den dynamiska försurningsmodell för ytvatten som använts mest i Sverige och internationellt. Den beskriver förändringar av syra- och basförhållandena i skogsmarken och i ytvatten när faktorer som nedfall av försurande ämnen och skogsbrukets inriktning förändras. Förändringarna beskrivs genom tidsserier för indikatorvärden, som till exempel markens basmättnadsgrad i tillrinningsområdet samt pH, ANC, och halter av oorganiskt aluminium i ytvatten. Modellen kan tillämpas på både rinnande vatten och sjöar. Modellberäkningarna i sjöar omfattar även vissa interna processer utöver tillrinningsområdets och avrinningsvattnets kemi. MAGIC-modellen består av tre delar:

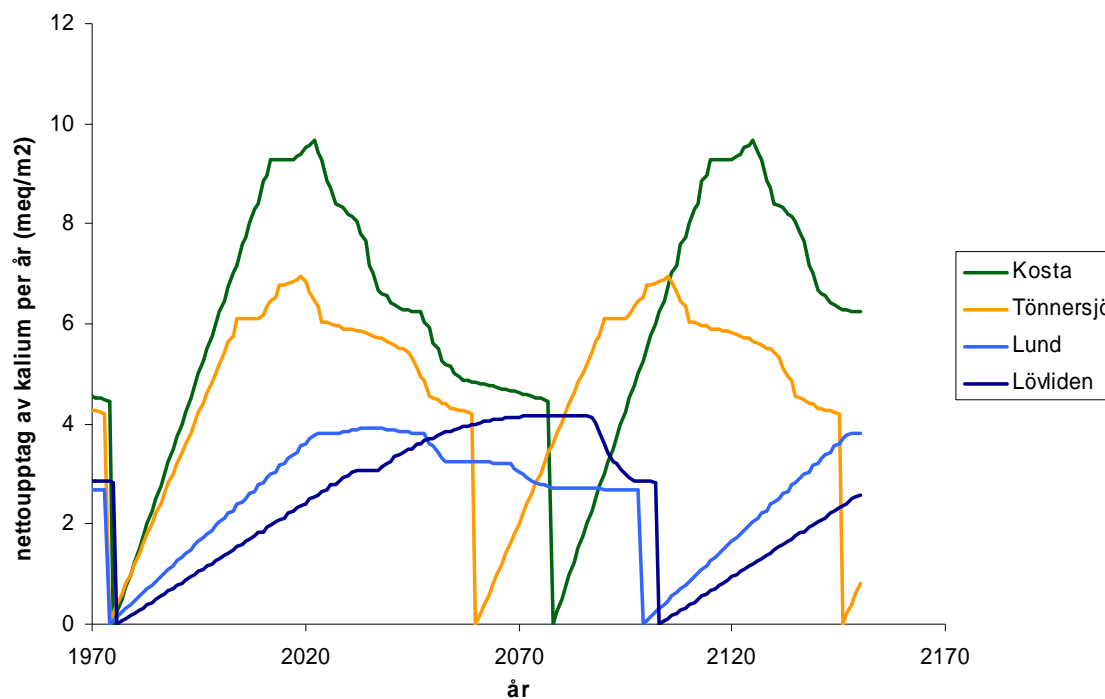
- En del som behandlar markkemiska jämviktsreaktioner där halterna av olika ämnen i jonform kontrolleras av sulfatadsorption, utbyte av kationer på markpartiklarna, upplösning, utfällning och speciering av aluminium, samt upplösning och speciering av oorganiskt och organiskt kol.
- En del som beräknar massbalanser där flödet till och från marken kontrolleras av atmosfäriskt nedfall, vittring, nettoupptag i biomassa samt utlakning.
- En del som kopplar samman de markkemiska jämviktsreaktionerna med massbalansberäkningarna.

Centralt i modellen är det utbytbara förrådet av baskationer i marken. Om förrådet förändras över tiden, på grund av påverkan från luftföroreningar eller skogsbruk, förändras även jämvikterna mellan mark och markvatten, vilket i sin tur ändrar avrinningens kemi. Tidsstegen i modellen är normalt på årsbasis vid simuleringar under långa perioder. Hur omfattande och snabba förändringarna blir beror både på storleken av flödet av till exempel luftföroreningar och på markens naturliga grundegenskaper. MAGIC modellen är en väletablerad modell som har använts i många länder i nära 20 år och har hela tiden utvecklats och kompletterats. Mera ingående beskrivningar av modellens utveckling och egenskaper finns i Cosby m. fl., (1985a,b,c, 2001) och Jenkins m. fl., (2002).

3.4.2 Indata till MAGIC-modelleringen

Försöken som ingår i modelleringen tillhör den "Björkrothska försöksserien" (Lövliden, Lund, Kosta och Tönnersjö) där helträdsuttag har skett i samband med föryngringsavverkning. Utöver markvattendata krävs information om markkemi, näringsupptag och upptag över tiden (upptagssekvens & avverkningsscenarioer) vilket har tillhandahållits av Bengt Olsson (markkemi & näringsupptag), Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi, Uppsala, och Gustaf Egnell (upptagssekvens & avverkningsscenarioer), Sveriges Lantbruksuniversitet, Kansliet vid fakulteten för Skogsvetenskap, Umeå. För en fullständig lista över de parametrar som behövs för att modellera utvecklingen med tiden se Bilaga 2.

I Figur 2 visas den upptagssekvens av näring som har använts vid modelleringen. Figuren visar hur näringsupptaget varierar över tiden i takt med att bestånden slutavverkas (mitten av 70-talet), växer upp för att slutligen avverkas någon gång efter 2060. Observera att rotationsperioden skiljer sig åt mellan lokalerna och är för Kosta drygt 100 år, för Tönnersjö 85 år, för Lund 125 år och slutligen för Lövliden 130 år. Rimligheten i dessa kan diskuteras.



Figur 2. Näringsupptagets utveckling (biomassans tillväxt) över tiden med kalium som exempel. Utvecklingen med tiden ser likadan ut för övriga baskatjoner men totalhalterna skiljer sig åt. Data från Gustaf Egnell, Sveriges Lantbruksuniversitet.

Skattad biomassa- (ton/ha) och näringsuttag (kg/ha) vid de olika skördeintensiteterna baserades ursprungligen på provträdstagning i samband med slutavverkningen (Björkroth & Rosén, 1978). Slutligen användes istället data (25-percentilen av näringsupptaget på ytor med samma bonitet och i samma län) från ASTA-databasen eftersom en granskning av ytornas massbalanser för baskatjoner visade på ett mer realistiskt näringsupptag jämfört med Björkroth och Rosén (1978). De siffror på näringsupptag som finns i ASTA-databasen kommer ursprungligen från Hägglund (1985), Jacobson & Mattson (1998) och Egnell m.fl. (1998).

Marklagrens densitet bygger på medelvärden (350 g/cm^3 för humus och 1200 g/cm^3 för mineraljord) från 16 svenska ytor hämtade från det europeiska miljöövervakningsprogrammet ICP Forest (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) Level II.

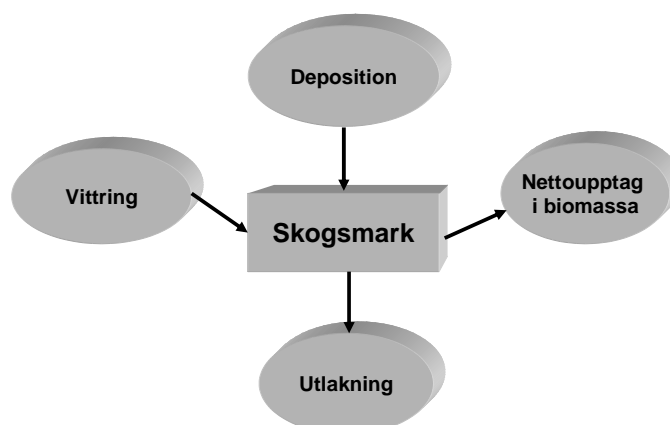
Långtidsmedelvärden för nederbörd och deposition bygger på data från ASTA-databasen. Depositionen justerades dock för att stämma överens med uppmätta markvattenhalter och aktuellt kalibreringsår för att göra modellkalibreringen möjlig. Detta måste göras eftersom den faktiska depositionen på lokalen i allmänhet inte är densamma som medelvärdet i ASTA-databasen. Vidare är depositionsdata osäkra, särskilt nedfallet av baskatjoner. Klorid- och sulfatnedfallet räknades direkt från markvattendata under antagandet att mängden i avrinningen är densamma som nedfallet. Depositionen av ammonium och nitrat räknades från den uppskattade sulfatdepositionen och från förhållandet mellan kvävejonerna och sulfat i depositionen i ASTA-databasen. Nedfallet av marint kalcium, magnesium, natrium och kalium räknades från kloridnedfallet, under antagandet att all klorid i nedfallet härrör från havssalt. Nedfallet av ickemarina baskatjoner baserades på data från ASTA-databasen.

3.5 Modellerade ämnesbalanser

IVL Svenska Miljöinstitutet AB har utvecklat en statisk modell med hög rumslig upplösning som används för att beskriva förändringar i markens förråd av baskatjoner, kväve och fosfor vid olika depositions scenarier och skogsskötselåtgärder.

Näringsbalansen av baskatjoner i skogsmark omfattar tillförsel i form av deposition och vittring samt bortförsel i form av utlakning och nettoupptag i biomassa (tillväxt av träddelar som senare skördas), Figur 3. Näringsbalansberäkningen bygger på metodik från Akselsson & Westling (2005) och har tillämpats på Riksskogstaxeringens provytor där detaljerad beståndsdata för varje yta finns tillgänglig. Näringsbalansberäkningen beräknades enligt följande formel:

$$\text{Budget för baskatjoner} = \text{deposition} + \text{vittring} - \text{biomassauttag} - \text{utlakning} \quad (\text{ekv. 1})$$



Figur 3. De parametrar som ingår i näringsbalansberäkningen för baskatjoner i skogsmark.

Näringsbalansberäkningar på baskatjoner har bl.a. gjorts av Akselsson m.fl. (2007). Beräkningen är statisk, vilket innebär att konstanta värden för alla parametrar användes, och det finns ingen dynamik mellan parametrarna. Resultatet ger den genomsnittliga näringsbudgeten över en hel omloppstid för varje yta. Näringsbalanser för baskatjoner (Ca, Mg, Na och K) har beräknats på Riksskogstaxeringens ytor för två skördescenarier: a) Stamuttag och b) GROT-uttag (uttag av både stam och GROT). I GROT-scenariet antogs att 75 % av grenarna och topparna togs ut, och att 75 % av barren på dessa grenar följde med vid uttaget, i enlighet med tidigare näringsbalansberäkningar (Akselsson, 2005). Jämfört med de försöksområden som ingår i denna studie där all biomassa skördats i samband med helträdsuttag (det vill säga inklusive barren) skiljer sig resultaten därmed från varandra. En mer detaljerad beskrivning av massbalansmetodiken återfinns i Akselsson (2005) och Akselsson m.fl. (2007).

4 Resultat

4.1 Statistisk utvärdering

Resultaten från den statistiska utvärderingen visade på få signifikanta skillnader mellan helträds- och stamvedsuttag i samband med föryngringsavverkning och gallring/röjning (Tabell 3). De tydligaste skillnaderna uppträdde i form av minskade koncentrationer av sulfatsvavel och baskatjoner (kalcium och magnesium) vid helträdsuttag. Den största skillnaden inträffade i Lövliden, en granlokal i norra Sverige. Det går inte att urskilja några skillnader mellan trädslag eller tidpunkt för helträdsuttag (föryngringsavverkning eller gallring/röjning).

Tabell 3. Resultaten från den statistiska utvärderingen (oparat T-test) vid signifikansnivån $p < 0.05$. Ett minus (-) anger att helträdsuttag (stamved+GROT) har lett till en signifikant minskning i markvattnet på 50 cm djup jämfört med stamvedsuttag, medan ett plus (+) innebär det omvända.

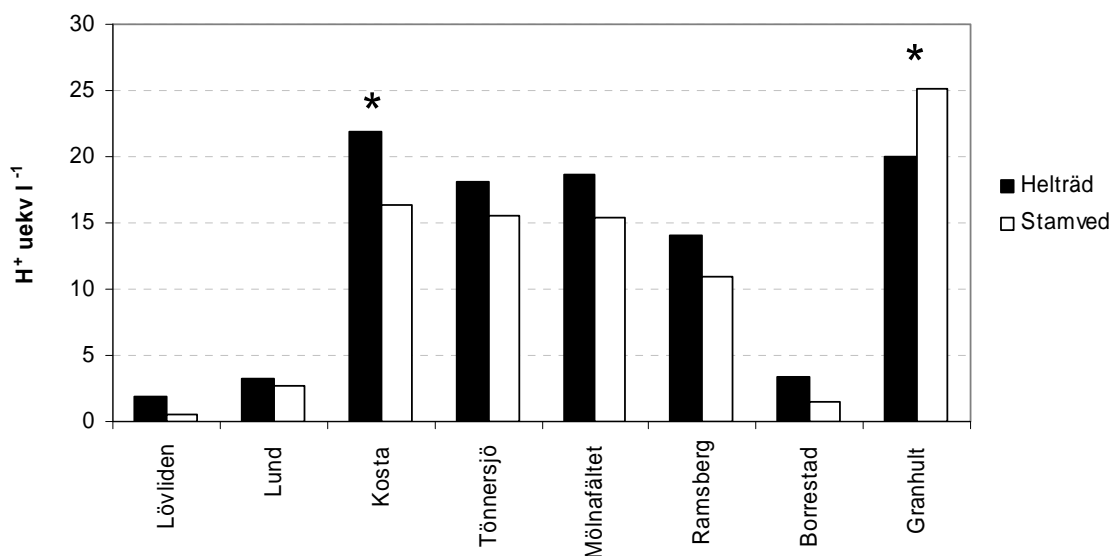
Försöksområde	H ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	SO ₄ -S	ANC	Al-org	Al-tot	TOC	BC
Lövliden		-	-			-	-			-	-
Lund				-		-					
Kosta	+	-					-				
Tönnersjö		-	-			-		+			
Mölnafältet					+						+
Ramsberg			-	+	-	-		+			
Granhult	-						+		-		

4.2 Markvatten

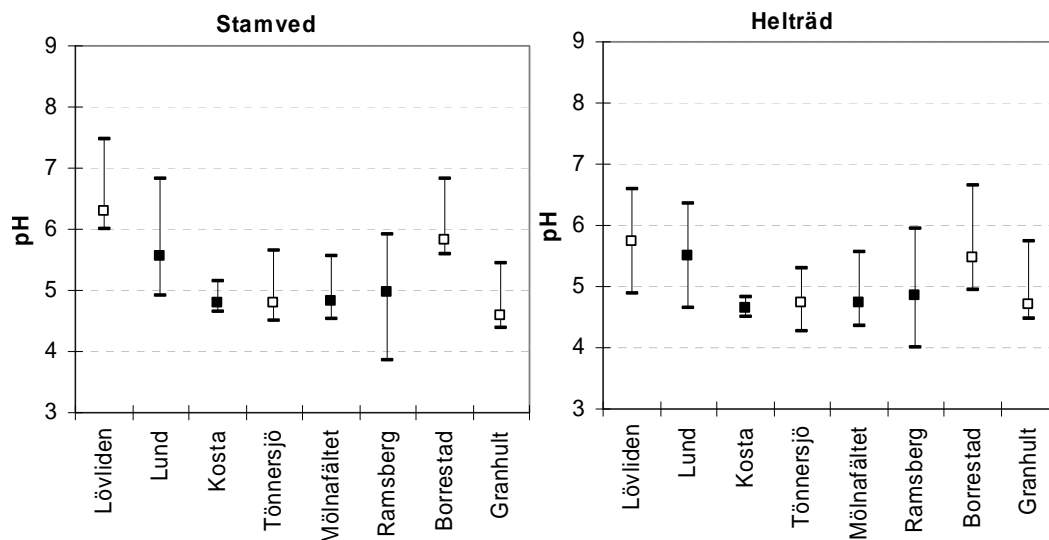
Tonvikten på nedanstående utvärdering har varit påverkan på markens surhets- och näringstillstånd. För en fullständig resultatredovisning hänvisar vi till Bilaga 3.

4.2.1 Vätejoner och pH

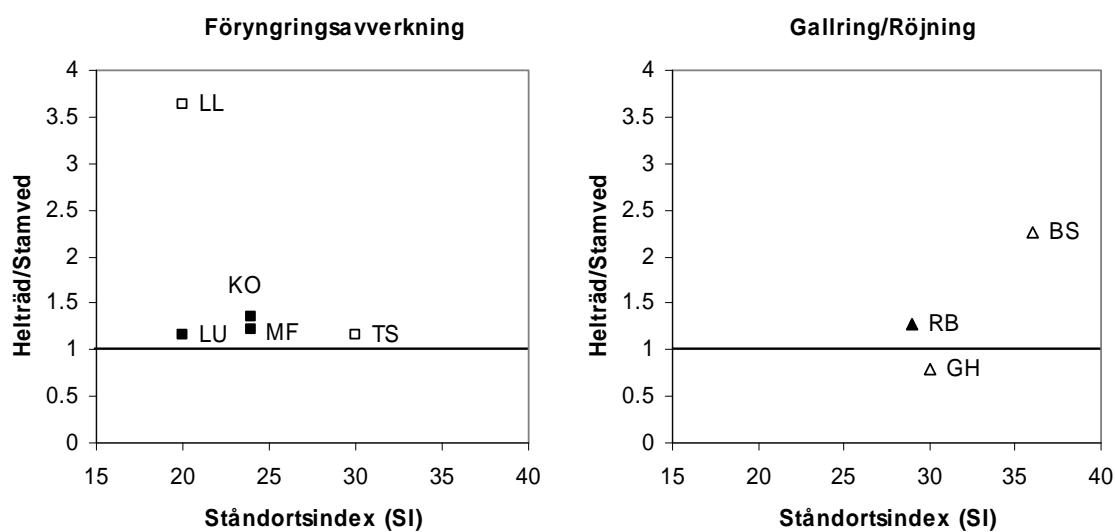
Medelvärdet i markvattnet på 50 cm djup var oftast något högre i de ytor där helträdsuttag utförts jämfört med stamvedsuttag, med undantag av Granhult, men variationen i H^+ -koncentration var mycket stor (Figur 4). Statistiskt sett var den observerade skillnaden endast signifikant i två ytor, beroende på stora spridningen kring medelvärdet (Figur 5). I Kosta hade H^+ -koncentration ökat vid helträdsuttag jämfört med stamved och i Granhult hade ett helträdsuttag lett till en minskning i H^+ -koncentration. Det finns svaga tendenser till att effekten är störst vid lägre boniteter, framför allt i granskog i norra Sverige (Figur 6).



Figur 4. Vätejonkoncentrationen i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som medelvärde. Helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning har skett i Lövliden, Lund, Kosta, Tönnersjö och Mölnafältet. Helträdsuttag i samband med röjning/gallring har skett i Ramsberg, Borrestad och Granhult. Signifikanta skillnader är markerade med en asterix (se Tabell 3).



Figur 5. pH-värdet i markvattnet på 50 cm djup. Figuren visar medelvärdet samt min- och maxvärdena. Trädslaget i beståndet indikeras av □ = Gran och ■ = Tall.

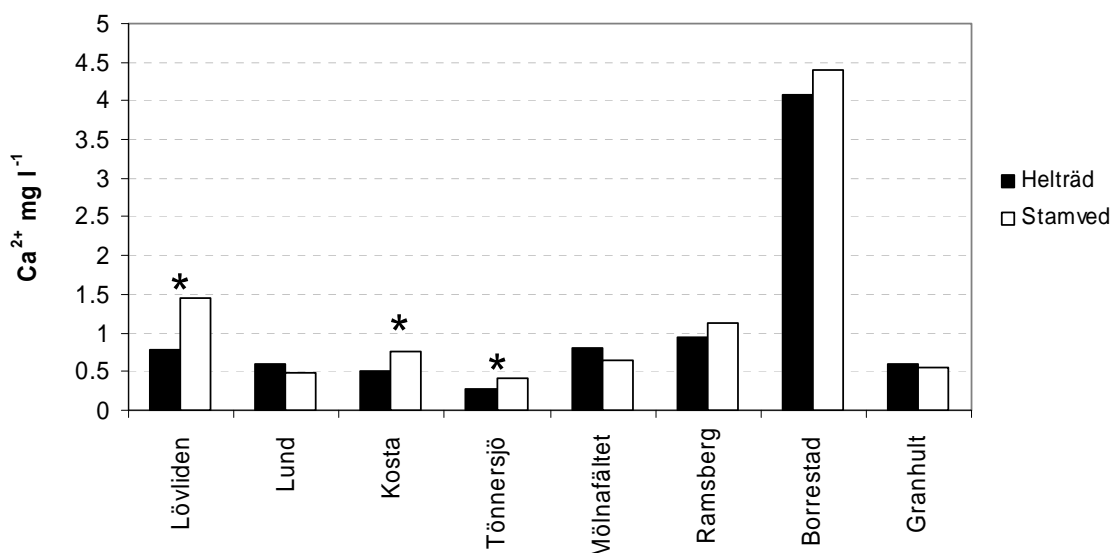


Figur 6. Kvoten mellan helträdsuttag och stamved som funktion av ståndortsindex (H100) beräknad på vätejonkoncentrationen (medelvärde under försöksperioden). Den vänstra figuren avser uttag i samband med föryngringsavverkning och den högra uttag i samband med gallring/röjning. Trädslaget i beståndet indikeras antingen av fyllda (tall) eller öppna (gran) symboler. Värdet över 1 innebär att markvattnet har blivit surare i samband med helträdsuttag.

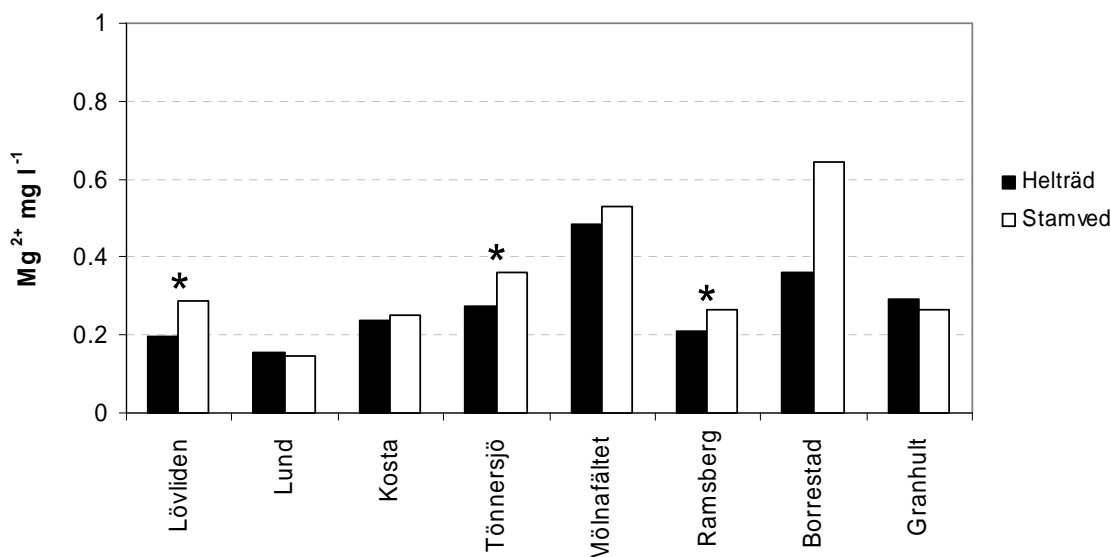
4.2.2 Kalcium, magnesium, kalium och natrium

Medelvärdet i markvattnet för de enskilda baskationerna var oftast lägre efter helträdsuttag jämfört med stamvedsuttag (Figur 7-Figur 10). På de lokaler där helträdsuttag skett i samband med föryngringsavverkning var skillnaden i kalciumkoncentration statistiskt signifikant lägre jämfört med stamvedsuttag i tre (Lövliden, Kosta & Tönnersjö) av fyra ytor medan koncentrationen av

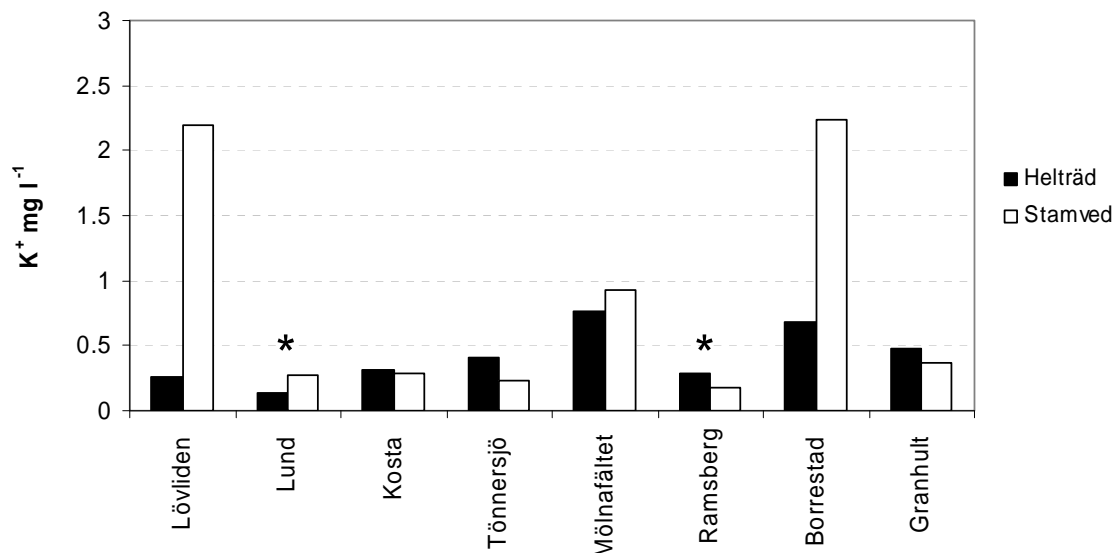
magnesium var signifikant lägre i två (Lövliden & Tönnersjö) av fyra ytor (Tabell 3). I Lund minskade även koncentrationen av kalium signifikant efter helträdsuttag. I de ytor där helträdsuttag skett i samband med gallring/röjning var resultaten inte lika entydiga. I Mölnafältet ökade natrium signifikant i markvattnet jämfört med Ramsberg där magnesium- och natriumkoncentrationen var signifikant lägre (medan kalium var signifikant högre).



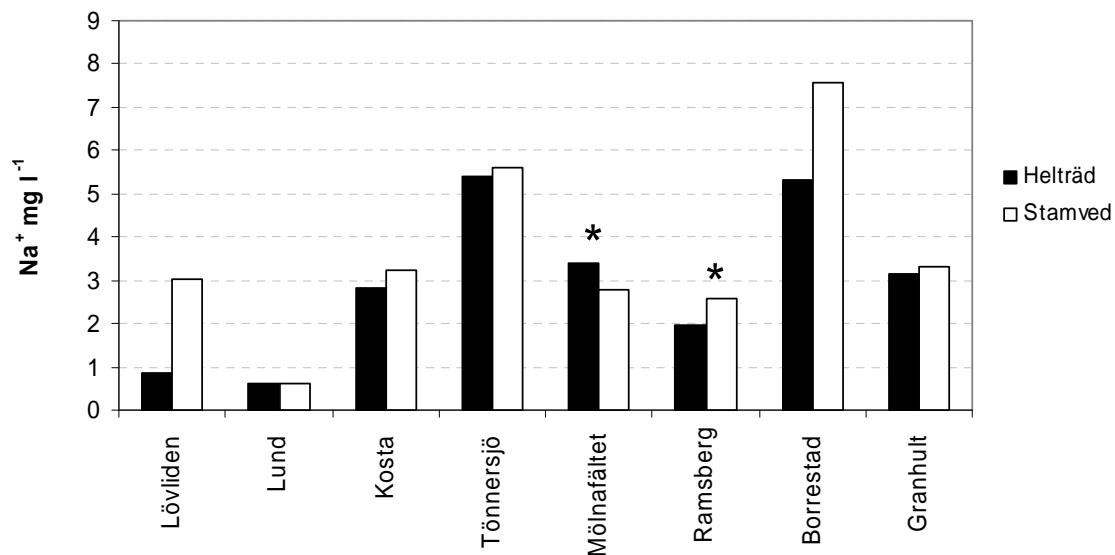
Figur 7. Kalcium i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som medelvärde. Helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning har skett i Lövliden, Lund, Kosta, Tönnersjö och Mölnafältet. Helträdsuttag i samband med röjning/gallring har skett i Ramsberg, Borrestad och Granhult. Signifikanta skillnader är markerade med en asterix (se Tabell 3).



Figur 8. Magnesium i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som medelvärde. Helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning har skett i Lövliden, Lund, Kosta, Tönnersjö och Mölnafältet. Helträdsuttag i samband med röjning/gallring har skett i Ramsberg, Borrestad och Granhult. Signifikanta skillnader är markerade med en asterix (se Tabell 3).



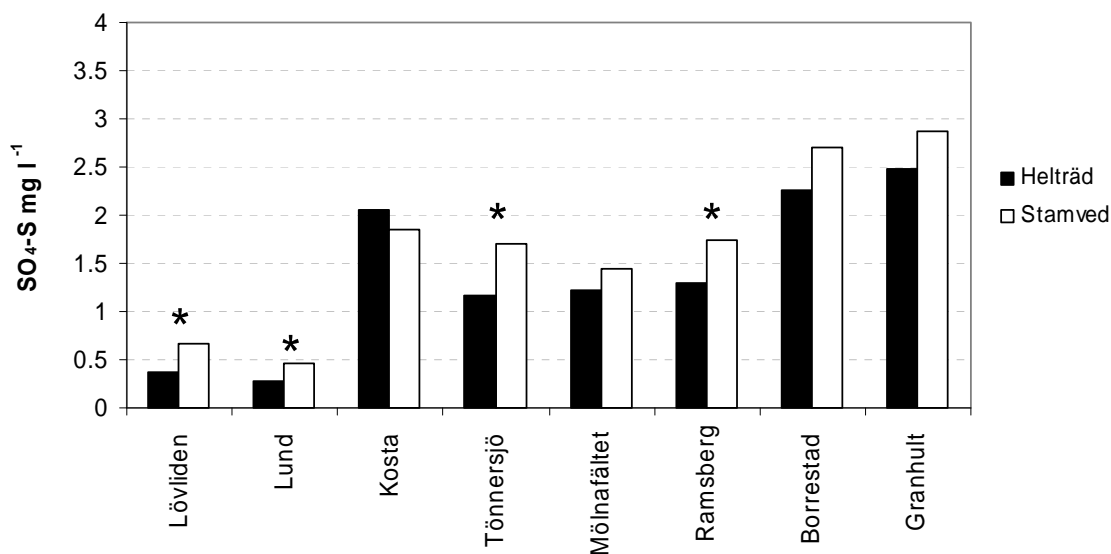
Figur 9. Kalium i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som medelvärde. Helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning har skett i Lövliden, Lund, Kosta, Tönnersjö och Mölnafältet. Helträdsuttag i samband med röjning/gallring har skett i Ramsberg, Borrestad och Granhult. Signifikanta skillnader är markerade med en asterix (se Tabell 3).



Figur 10. Natrium i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som medelvärde. Helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning har skett i Lövliden, Lund, Kosta, Tönnersjö och Mölnafältet. Helträdsuttag i samband med röjning/gallring har skett i Ramsberg, Borrestad och Granhult. Signifikanta skillnader är markerade med en asterix (se Tabell 3).

4.2.3 Sulfatsvavel

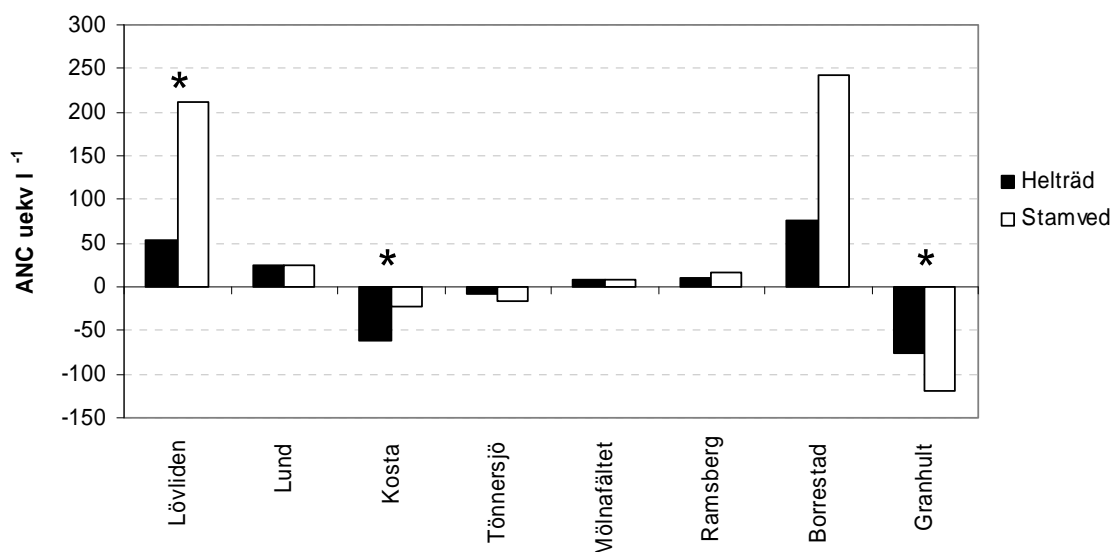
Koncentrationen av sulfatsvavel var signifikant lägre i fyra av åtta ytor (Tabell 3). Skillnaderna uppträdde framför allt i de ytor där helträdsuttag skett i samband med föryngringsavverkning (Lövliden, Lund & Tönnersjö) och i ett fall (Ramsberg) i samband med röjning 1984 (Figur 11). I övriga ytor uppträdde inga signifikanta skillnader även om medelvärdesberäkningen i samtliga fall utom ett (Kosta) visade på lägre koncentrationer efter helträdsuttag.



Figur 11. Koncentrationen av sulfatsvavel i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som medelvärde. Helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning har skett i Lövliden, Lund, Kosta, Tönnersjö och Mölnafältet. Helträdsuttag i samband med röjning/gallring har skett i Ramsberg, Borrestad och Granhult. Signifikanta skillnader är markerade med en asterix (se Tabell 3).

4.2.4 ANC

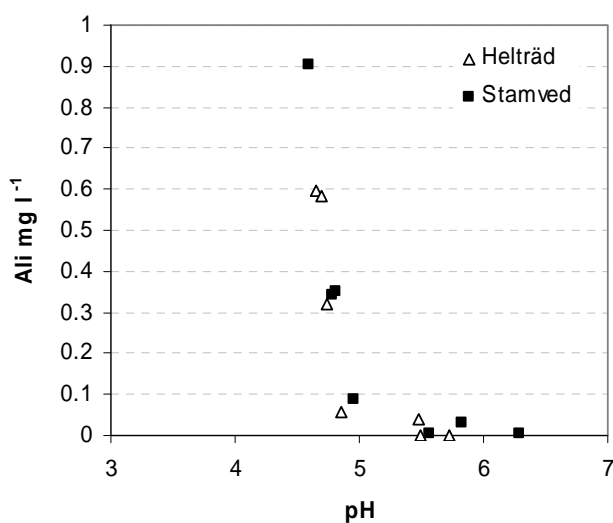
I två (Lövliden & Kosta) av åtta ytor var den syraneutraliserande förmågan (ANC) signifikant lägre efter helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning (Figur 12). I ett fall (Granhult) var ANC signifikant högre efter helträdsuttag i samband med gallring 1983.



Figur 12. ANC (Acid Neutralizing Capacity) i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som medelvärde. Helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning har skett i Lövliden, Lund, Kosta, Tönnersjö och Mölnafältet. Helträdsuttag i samband med röjning/gallring har skett i Ramsberg, Borrestad och Granhult. Signifikanta skillnader är markerade med en asterix (se Tabell 3).

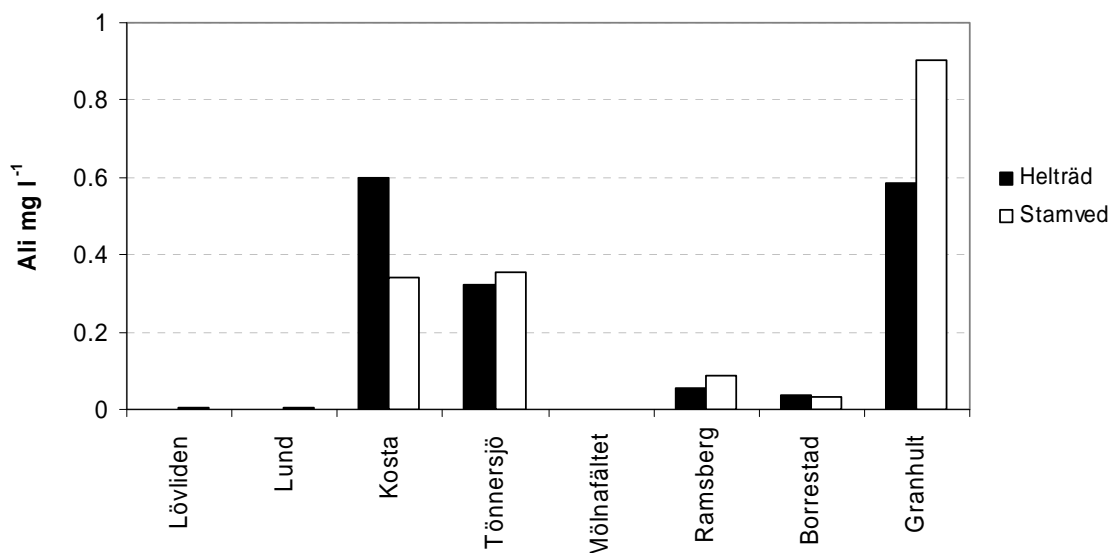
4.2.5 Oorganiskt aluminium

Det finns ett nära samband mellan koncentrationen av oorganiskt aluminium (uttryckt som differensen mellan Al-tot och Al-org) och pH-värdet i markvattnet (Figur 13). Vid riktigt sura pH-värden börjar sekundära aluminiumföreningar att lösa upp sig och motverkar en ytterligare pH-sänkning. Denna process kallas för aluminiumbuffring och utgör ett viktigt buffertsystem i marken men samtidigt som vätejoner förbrukas frigörs giftigt aluminium.



Figur 13. Förhållandet mellan oorganiskt aluminium (Ali) och pH-värdet i markvattnet på 50 cm djup.

En ökad surhetsgrad i marken, genom ett intensivare nyttjande av avverkningsrester, skulle kunna leda till ökade koncentrationer av oorganiskt aluminium i markvattnet. I det här försöket har ett helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning eller gallring/röjning inte haft någon tydlig påverkan på koncentrationen av oorganiskt aluminium vilket delvis beror på att pH-värdet i många fall inte är så lågt att aluminiumbuffring inträffar (Figur 14 och jämför med Figur 5).

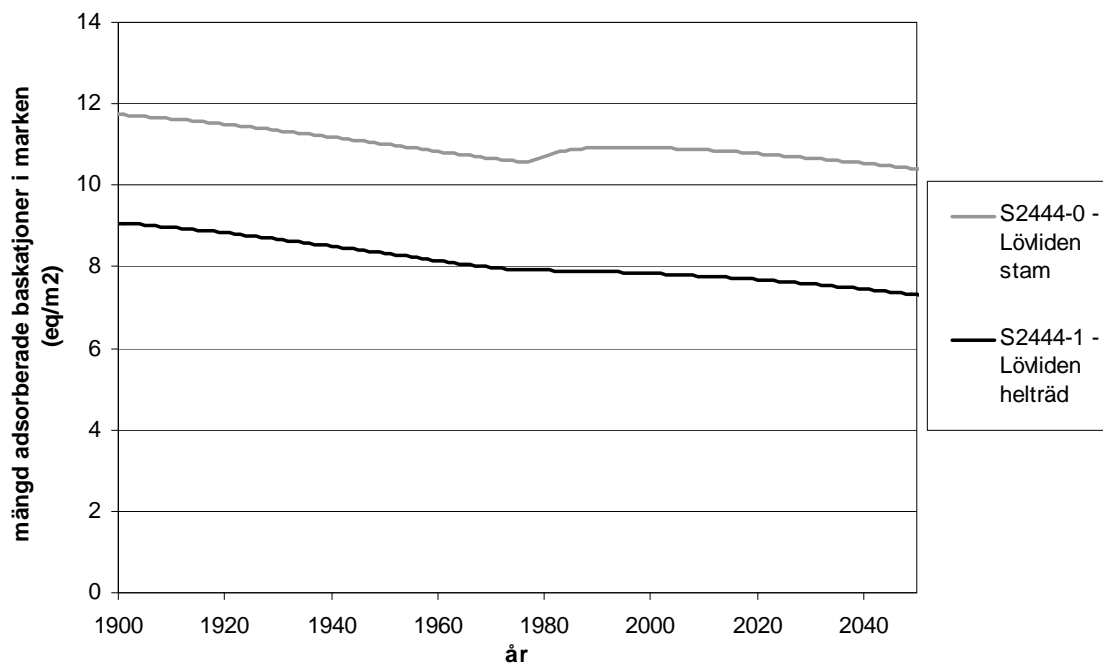


Figur 14. Koncentrationen (medelvärde) av oorganiskt aluminium (uttryckt som differensen mellan Al-tot och Al-org) i markvattnet på 50 cm djup. Helträdsuttag i samband med föryngringsavverkning har skett i Lövliden, Lund, Kosta, Tönnersjö och Mölnafältet. Helträdsuttag i samband med röjning/gallring har skett i Ramsberg, Borrestad och Granhult.

4.3 Modellerad försurningsutveckling med MAGIC

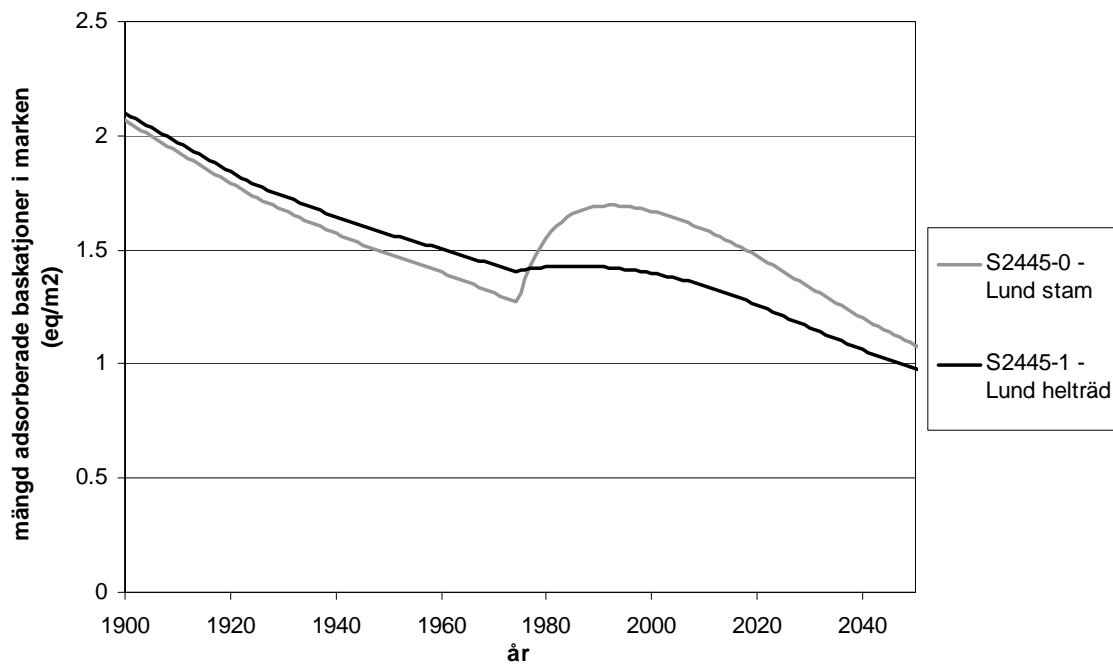
Av de fyra ytorna Kosta, Tönnersjö, Lövliden och Lund kunde bara de två nordliga ytorna, Lövliden och Lund, modelleras inom ramen för detta projekt på grund av misstänkt lågt näringsupptag i kombination med stora jonflöden till och från marken för de södra lokalerna, vilket i sin tur beror på ett stort havssaltnedfall och deposition av luftföroreningar. Detta innebär att modellkalibreringen blev mycket känsligare för små fel i flöde såsom näringsupptaget, jämfört med de nordliga lokalerna.

För de modellerade ytorna Lövliden och Lund var effekten av helträdsuttag inte mycket större än effekten av stamvedsuttag på mark- och markvattenkemin. Effekten av helträdsuttag jämfört med effekten av bara stamuttag syns tydligast när man tittar på utvecklingen av förrådet av adsorberade baskatjoner i marken över tid. För Lövliden (Figur 15) finns det i referensytan, där stamvedsuttag har skett, alltid större förråd av baskatjoner i marken än i helträdsuttagsytan på grund av högre modellerad vittring i området (se nedan). Efter avverkningen i mitten av 1970-talet ökar förrådet i referensytan snabbare än i helträdsuttagsytan (där det inte ens ökar nämnvärt). Ökningen efter avverkning beror både på att upptaget till träden tillfälligt upphör och på att rester från avverkningen ligger kvar och successivt frisläpper baskatjoner till marken. I referensytan, där allt GROT ligger kvar efter avverkning blir den effekten mycket större än vid helträdsuttag.



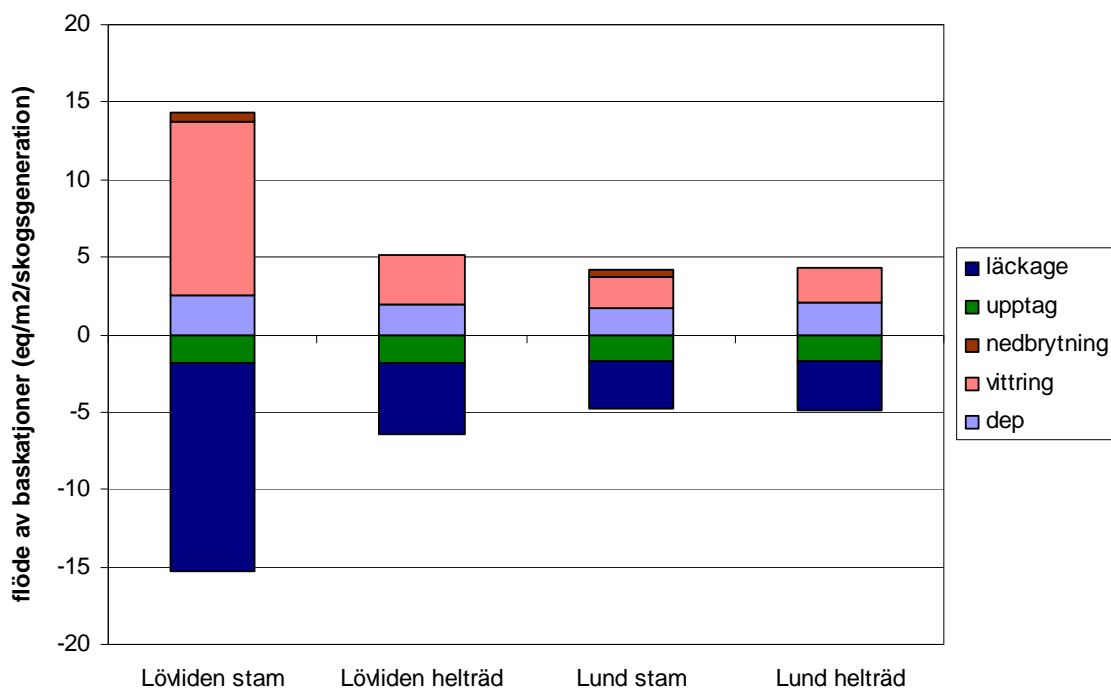
Figur 15. Tidsutvecklingen av förrådet av adsorberade baskatjoner (dvs. basmättnadsgraden räknat i totalmängd och inte i procent) för Lövliden med stamuttag och Lövliden med helträdsuttag.

För Lund (Figur 16) är förråden mindre än i Lövliden (jämför y-axlarna) och effekten av det kvarliggande riset något tydligare. Enligt modellberäkningarna verkar också referens- och helträdsytan ha varit mer jämförbara i början av tidserien med avseende på markegenskaper i Lund än i Lövliden, vilket i Figur 16 ses som att de båda ytornas förråd var ungefär lika stort år 1900.



Figur 16. Tidsutvecklingen av förrådet av adsorberade baskatjoner (dvs. basmättnadsgraden räknat i totalmängd och inte i procent) för Lund med stamuttag och Lund med helträdsuttag.

Massbalansen av baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} och K^{+}) över en skogsgeneration, modellerade med MAGIC (Figur 17) visar varför effekten av helträdsuttag är större. Det som i figuren anges som nedbrytning, dvs nedbrytning av ris efter avverkningen, är den enda skillnaden mellan helträdsuttag och stamuttag som beror på själva biomassenuttaget. Denna är mycket liten jämfört med övriga poster i balansen och kan alltså inte ha orsakat den stora skillnaden i läckage i Lövliden. De använda näringsuttagssiffrorna kommer från ASTA-datasen eftersom motsvarande siffror från undersökningar i samband med avverkningen på 1970-talet är mycket lägre (för Lund, Kosta och Tönnersjö) eller lika höga (för Lövliden) och kan alltså inte bättre förklara skillnaden mellan ytorna.



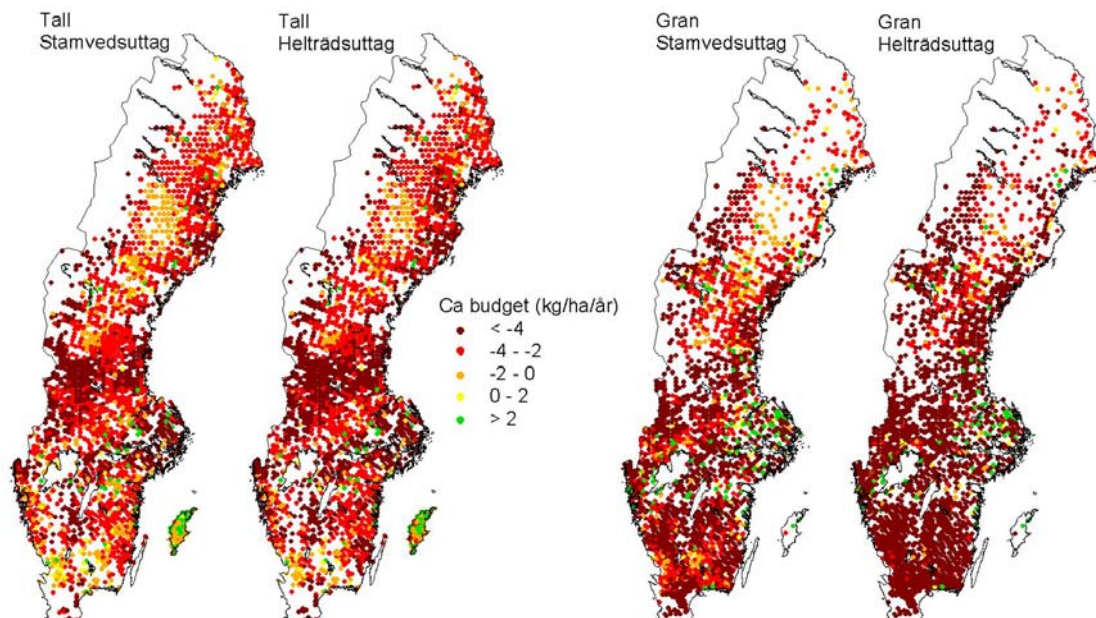
Figur 17. Modellerade massbalanser in (nedbrytning, vittring och deposition) och ut (läckage och upptag) ur marken för baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} och K^{+}) för Lövliden vid stamuttag, Lövliden vid helträdsuttag, Lund vid stamuttag och Lund vid helträdsuttag. Depositionen av baskatjoner (ljusblått) och nettoupptaget av baskatjoner till träden (mörkgrönt) är ungefär lika stora på alla ytorna. Vittring (skär) och utläckage (mörkblå) av baskatjoner skiljer sig betydligt mellan ytorna, framför allt sticker Lövliden stam ut. Nedbrytningen av baskatjoner från riset som ligger kvar på platsen vid stamuttag (brun) är den principiella skillnaden mellan stamytorna (referensytorna) och helträdsytorna, men den är mycket liten och kan inte alls förklara skillnaden i utläckage mellan stam- och helträdsuttag för de här ytorna.

För alla ytorna, stamved liksom helträdsuttag, kan man konstatera att skogsbruket innebär en långsiktig minskning av näringsförrådet. Detta ses i Figur 15 och Figur 16 som successivt minskande förråd under tidsperioden och i Figur 17 på att utposterna (negativa) för alla ytorna är större än inposterna (positiva).

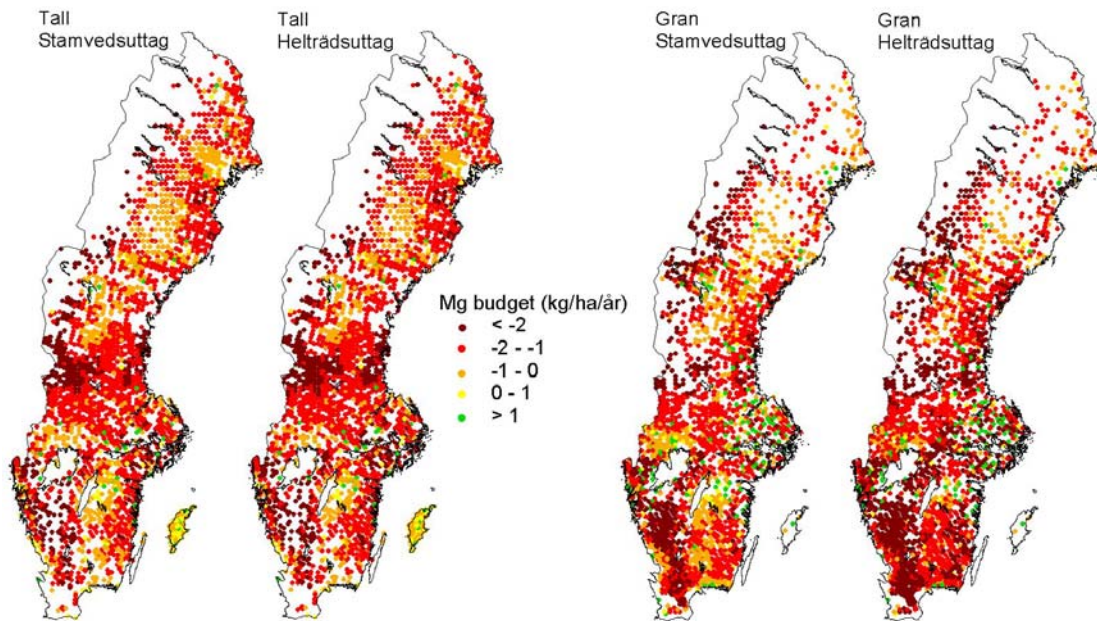
4.4 Modellerade ämnesbalanser över baskatjoner

Näringsbalansberäkningarna för baskatjoner (kg per ha och år) visade på förluster av Ca^{2+} och Mg^{2+} i nästan hela Sverige, oavsett stamveds- eller GROT-uttag (Figur 18 & Figur 19). Förlusterna var större vid helträdsuttag jämfört med stamvedsuttag. I tallbestånd var förlusterna mindre jämfört med granbestånd. För K^+ var förlusterna inte lika stora, och vid stamvedsuttag i tallbestånd visade beräkningen att vittringen och depositionen kan kompensera för bortförseln av K i stora delar av landet (Figur 20). Vid uttag av GROT i granskog var dock förlusterna även av K relativt stora i större delen av landet. Resultaten visar att skogsbruksintensiteten i hög grad påverkar förlusten av baskatjoner, och därmed buffringen mot försurning, framför allt vad gäller Ca^{2+} och K^+ i granskog.

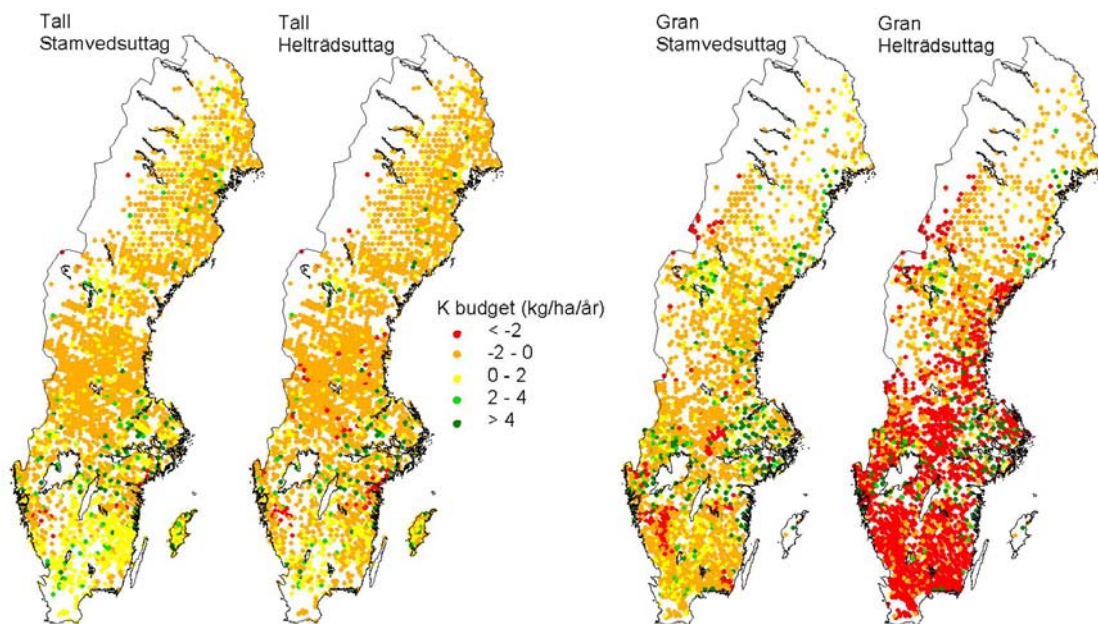
Näringsbalansen för Na^+ påverkas inte nämnvärt av de olika skogsbruksscenarioerna. Halterna av Na^+ är mycket låga i trädbiomassa och Na^+ -förlusten via skörd är därmed väldigt liten i förhållande till nedfall och utlakning.



Figur 18. Förändringen av markens kalciumförråd i tall- och granbestånd vid olika biomassuttag i samband med föryngringsavverkning.



Figur 19. Förändringen av markens magnesiumförråd i tall- och granbestånd vid olika biomassuttag i samband med föryngringsavverkning.



Figur 20. Förändringen av markens kaliumförråd i tall- och granbestånd vid olika biomassuttag i samband med föryngringsavverkning.

5 Diskussion

Under senare år har det blivit allt mer populärt att skörda avverkningsrester (grenar och toppar) i samband med föryngringsavverkning. Sett ur klimatsynpunkt är användningen av biobränslen en positiv skogsskötselåtgärd eftersom biobränslen ersätter fossila bränslen som energikälla. Ett ökat uttag av avverkningsrester från skogen innebär dock att en större mängd näring försvinner ut ur systemet jämfört med stamvedsuttag eftersom en stor del av näringen sitter i trädets finare delar. Detta kan få betydelse för skogsmarkens långsiktiga näringsstillgång och försurningsstatus, framför allt i områden med hög tillväxt och hög deposition (=sydvästra Sverige). Vidare kan markens vatten- och näringshållande förmåga påverkas negativt genom en mindre mängd organiskt material vilket framför allt drabbar marker med låg bonitet och tunna jordtäcken.

Resultaten från markvattenundersökningarna visade på få signifikanta skillnader vilket beror på den stora spridningen inom varje yta. Mätning av markvattenkemi är en relativt känslig metod eftersom den visar en summerad bild av alla biogeokemiska processer i skogsmarken. Både nedfall, utbytesreaktioner, växtnäringsupptag, hydrologi och nedbrytningsprocesser påverkar de halter som noteras vid mättilfället. Den stora variationen som har uppmäts i detta försök visar tydligt på svårigheten att utnyttja markvattenkemiska mätningar för att påvisa eventuella behandlingsskillnader, framför allt vid ihopslagning av markvatten från flera lysimetrar (s.k. sammel- eller generalprov).

Jämfört med stamvedsuttag har helträdsuttag endast lett till signifikant minskade koncentrationer av kalcium, magnesium och sulfat i 3-4 ytor (skillnaderna uppstod inte nödvändigtvis i samma ytor). Av de ytor som ingick i studien uppvisade granlokaler i Lövliden i norr och Tönnersjö i söder de tydligaste skillnaderna i markvattnet efter helträdsuttag jämfört med stamved. Eftersom biomassan i gran är högre jämfört med tall samt att skillnaden uppstod i samband med föryngringsavverkning (när det största biomassauttaget sker) är detta ett rimligt resultat.

De markkemiska undersökningarna som har utförts i Lövliden, Lund, Kosta och Tönnersjö har däremot visat på tydligare skillnader mellan helträds- och stamvedsuttag i samband med föryngringsavverkning (Olsson m. fl., 1996a; Olsson m. fl., 1996b, Olsson m. fl., 2004). På de ytor där helträdsuttag har skett har markens förråd av baskatjoner minskat signifikant i markens översta skikt (humuslagret) och på en lokal (Lövliden) även i mineraljorden. Skillnaden avtar med tiden men kvarstår fortfarande efter drygt 30 år (Olsson m. fl., 2004). Effekterna på markens förråd av extraherbara baskatjoner får därmed betraktas som relativt långsiktiga. Även markens basmättnadsgrad har minskat efter helträdsuttag, ända ner till 10 cm i mineraljorden. Påverkan på markens surhetsgrad (pH) var däremot liten och övergående. Redan vid andra mättilfället (1983) hade de flesta signifikanta skillnaderna försvunnit. Den utbytbara och totala aciditeten liksom organiskt bundet aluminium hade ökat i de ytor där helträdsuttag ägt rum. Resultaten tyder på att GROT-uttag leder till ett minskat näringsförråd och en minskad motståndskraft mot försurning som kvarstår under en lång tid framöver (> 30 år).

Massbalansberäkningarna för baskatjonerna visade på förluster av Ca^{2+} och Mg^{2+} i nästan hela Sverige, oavsett stamveds- eller GROT-uttag. Förlusterna var större vid helträdsuttag jämfört med stamvedsuttag vilket stämmer överens med markvattenresultaten från Lövliden och Tönnersjö. I tallbestånd var förlusterna mindre jämfört med granbestånd, vilket däremot inte har kunnat bekräftas med de markvattenkemiska mätningarna. För kalium var förlusterna inte lika stora och kompensades oftast av vittring och deposition i samband med stamvedsuttag men inte vid helträdsuttag. Koncentrationen av kalium var signifikant lägre efter helträdsuttag i samband med

föryngringsavverkning på en av lokalerna (Kosta) och signifikant högre efter helträdsuttag i samband med röjning vilket gör att resultaten blir svårtolkade.

Resultaten från massbalansberäkningarna visar att skogsbruksintensiteten i hög grad påverkar förlusten av baskatjoner, och därmed buffringen mot försurning, framför allt vad gäller Ca^{2+} och K^+ i granskog vilket delvis bekräftas av markvattenundersökningarna av kalcium och magnesium men inte kalium.

Av de fyra ytorna Kosta, Tönnersjö, Lövliden och Lund kunde bara de två nordliga ytorna, Lövliden och Lund, modelleras med MAGIC på grund av misstänkt lågt näringsupptag i kombination med stora jonflöden till och från marken för de södra lokalerna, vilket i sin tur beror på ett stort havssaltnedfall och deposition av luftföroreningar. Detta innebär att modellkalibreringen blev mycket känsligare för små fel i flöde, såsom näringsupptaget, jämfört med de nordliga lokalerna. Resultaten från modellberäkningarna visade att skogsbruket innebär en långsiktig minskning av näringsförrådet, både vid stamveds- och helträdsuttag vilket även den statistiska massbalansmodellen har visat. Skillnaden mellan stamveds- och helträdsuttag var däremot liten på mark- och markvattenkemin. Markvattendata (och markkemidata) tyder på att effekten efter helträdsuttag skulle vara större på kalcium- och magnesiumkoncentrationen i Lövliden, men MAGIC förklarar detta genom naturliga olikheter, dvs. skillnaden i biomassauttag kan inte förklara de höga koncentrationerna. Det innebär att de skillnader som observerats i Lövliden skulle kunna ha en naturlig förklaring. Ytorna ligger dock inom ett mycket litet område varför vittringen inte borde variera alltför mycket, med som påpekats tidigare är variationen i markvattenhalter stor för de enskilda parametrarna. En närmare granskning visar att variationen i markvattendata i ”Lövliden stam” (Figur 17) är mycket stor (ffa för kalium och natrium) vilket innebär att medelvärdet blir högre jämfört med ”Lövliden helträd”, där variationen var lägre. Detta har stor betydelse vid massbalansberäkningen och skulle kunna förklara skillnaden.

Sammanfattningsvis tyder resultaten från markvattenmätningarna på att helträdsuttag leder till en större förlust av baskatjoner (kalcium och magnesium) jämfört med stamvedsuttag, vilket även den statistiska modellberäkningen tyder på. Resultaten från MAGIC-modelleringarna är dock inte lika tydliga.

6 Tack

De lokaler som ingår i detta försök ligger inom försöksparker som förvaltas av Sveriges Lantbruksuniversitet. Vi tackar berörd personal för att områdena har gjorts tillgängliga till denna studie och för hjälp med delar av provtagningen. Vi skulle också vilja rikta ett stort tack till Bengt Olsson, Institutionen för ekologi, Sveriges Lantbruksuniversitet och Gustaf Egnell, Sveriges Lantbruksuniversitet, Kansliet vid fakulteten för skogsvetenskap, Umeå som frikostigt har delat med sig av både kunskap och data.

7 Referenser

- Akselsson, C. & Westling, O. 1999. Markvattenkemins rumsliga variation i ett granbestånd i södra Sverige. IVL Rapport B1319. 23 sid.
- Akselsson, C. & Westling, O. 2005. Regionalized nitrogen budgets in forest soils for different deposition and forestry scenarios. *Global Ecology and Biogeography* 14, 85-95.
- Akselsson, C., Westling, O., Sverdrup, H., Holmqvist, J., Thelin, G., Uggla, E. and Malm, G., 2007. Impact of harvest intensity on long-term base cation budgets in Swedish forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 7: 201-210.
- Björkroth, G. & Rosén, K. 1977. Biomassa och näringsmängder på fyra ståndorter. Projekt helträdsutnyttjande, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Silviculture, Umeå., Rapport no. 49, 17 pp. (In Swedish.).
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., & Wright, R.F. 1985a. Modelling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research*, 21(1): 51-63.
- Cosby, B.J., Wright, R.F., Hornberger, G.M., & Galloway, J.N. 1985b. Modeling the effects of acid deposition: Estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Research*, 21(11): 1591-1601.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., & Wright, R.F. 1985c. Time scales of catchment acidification: A quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environmental Science and Technology*, 19: 1144-1149.
- Driscoll, C. T. 1984. A procedure for fractioning of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 16: 267-283.
- Egnell G., Leijon B., Sjögren H. & Örlander G. 1994. Markbehandlingsförsöket på Mölnafältet 70 år efter markberedning, risavröjning och risgödsling. Arbetsrapporter nr. 87. Institutionen för skogsskötsel, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Egnell G. & Leijon B. 1996. Kortsiktiga effekter på skogsproduktionen av helträdsuttag i gallring och slutavverkning. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift. Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring Konferens på Kungliga Skogs och Lantbruksakademien den 5 juni 1996 nr. 13: 73-82.
- Egnell G. & Leijon B. 1997. Effects of different levels of biomass removal in thinning on short-term production of *Pinus sylvestris* and *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 12: 17-26.
- Egnell, G., Nohrstedt, H-Ö., Weslien, J., Westling, O. & Örlander, G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen rapport 1-1998. Jönköping, Sverige.
- Engell, G. & Leijon, B. 1999. Survival and Growth of planted seedlings of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* After Different Levels of Biomass Removal in Clear-Felling. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14: 303-311.
- Energimyndigheten, 2006. Energiläget 2006. Statens energimyndighet, Eskilstuna. 60 sid.
- Hägglund, B. 1985. En ny svensk riksskogstaxering. Sveriges Lantbruksuniversitet, Rapport 37. Uppsala, Sverige.

- Jacobson, S. & Mattson, S. 1998. "Snurran" – an Excel program for calculating site nutrient levels in logging residues. The Forestry Research Institute of Sweden, Report no. 1. Tryckeri AB Primo, Oskarshamn, Sweden.
- Jenkins, A., Larssen, T., Moldan, F., Posch, M., & Wright, R.F. 2002. *Dynamic modelling of surface waters: impact of emission reduction – possibilities and limitations*. ICP Waters Report 70/2002, NIVA, Norway.
- Leijon, B. & Egnell, G. 1996. Långsiktiga effekter på skogsproduktion av stora uttag av avverkningsrester. *Kungliga Skogs och Lantbruksakademiens tidskrift*. 135:15, sid 83-89.
- Lundborg A. 1994. Skogsbränsle och kolbalanser. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi, 11: 0-43.
- Nykvist, N. & Rosén, K. 1985. Effect of clear-felling and logging residues on the acidity of northern coniferous soils. *Forest Ecology and Management*, 11: 157-169.
- Olsson B.A., Bengtsson J. & Lundkvist H. 1996a. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management*, 84: 135-147.
- Olsson B.A. & Staaf H. 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *Journal of Applied Ecology*, 32: 640-654.
- Olsson B.A., Staaf H., Lundkvist H., Bengtsson J. & Rosén K. 1996b. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management*, 82: 19-32.
- Olsson, B., Lundqvist, H., Bergholm, J., Brandtberg, P-O., Grip, H. & Lövdahl, L. 2004. Revisioner av markens näringsstillstånd i långliggande fältförsök med skogsbränsleuttag respektive askåterföring. Slutrapport av STEM-projekt P12773-1 för perioden 2000-07-01-2004-06-30.
- Regeringskansliet 2006. På väg mot ett oljefritt Sverige. Statsrådsberedningen, Kommissionen mot oljeberoende, Infomaterial, (<http://www.regeringen.se/sb/d/6316/a/66280>)
- Schelin, M. 2006. Överensstämmer anmält och verkligt GROT-uttag? Rapport 5-2006. Skogsstyrelsen, Jönköping. 28 sid.
- Skogsstyrelsen, 2006. Skogsstatistisk årsbok 2006. Skogsstyrelsen, Jönköping. 285 sid.
- Skogsstyrelsen, 2007. Virkesbalanser för år 2004. Rapport 4-2007. Skogsstyrelsen, Jönköping. 60 sid.
- Staaf H. & Olsson B.A. 1991. Acidity in four coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 6: 19-29.
- Örlander G., Egnell G. & Albrektson A. 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. *Forest Ecology and Management*, 86: 27-37.

Bilaga 1 Analyismetoder

Analysmetoder, Markvatten

Parameter	Analysmetod
pH	SS 02 81 22
Alkalinitet	SS 02 81 39
Konduktivitet	SS EN 27 888
NO ₃ -N	SS EN-ISO 10 304-1
TOC	SS-EN 1484, utg 1
NH ₄ -N	SS-EN ISO 14911
Ca ²⁺	SS-EN ISO 14911
Mg ²⁺	SS-EN ISO 14911
Na ⁺	SS-EN ISO 14911
K ⁺	SS-EN ISO 14911
Mn ²⁺	SS-EN ISO 14911
Fe ⁿ⁺	SS-EN ISO 11885, utg 1
Al-org	Jonbyte enligt Driscoll med pH justerad katjonkolonn + AAF, SS 028152-2.
Al-tot	SS-EN ISO 11885, utg 1
SO ₄ -S	SS EN-ISO 10 304-1
Cl ⁻	SS EN-ISO 10 304-1

Bilaga 2 Databehov för beräkningar med MAGIC.

Hydrologiska parametrar

- Avrinning (m/år)
- Nederbörd (m/år)

Markparametrar

- Markdjup (m)
- Porositet (%)
- Bulkdensitet (kg/m³)
- CEC (meq/kg), katjonbyteskapacitet
- SO₄ maximal adsorptionskapacitet (meq/kg)
- SO₄ halvmättnadskonstant (meq/m³)
- Löslighetskonstant för aluminiumhydroxid i fast fas, KA1(OH)₃ (log10)
- Temperatur (årsmedel) (°C)
- pCO₂ (%)
- Organiska syror (mmol C/m³)
- Löslighetskonstant för organiska syror (pK)
- Nitrifikation (% av kvävetillförsel)

Ytvattenparametrar, om det är ytvatten som modelleras

- Sjöns retentionstid (år)
- Sjöns relativ area (% av avrinningsområde)
- Temperatur (årsmedel) (□ C)
- Löslighetskonstant för aluminiumhydroxid i fast fas, KA1(OH)₃ (log10)
- pCO₂ (%)
- Organiska syror (mmol C/m³)
- Löslighetskonstanter för organiska syror (pK1-3)
- Nitrifikation (% av kvävetillförsel)

Ytvatten- eller markvatten- och markkemi under kalibreringsåret

- Koncentrationer av makrokonstituent i vatten (Ca, Mg, Na, K, Al, NH₄, SO₄, Cl, NO₃, F) (meq/m³)
- Utbytbara baskatjoner i mark (Ca, Mg, Na, K) (meq/kg)

Depositionsparametrar

- Deposition av makrokonstituent (Ca, Mg, Na, K, NH₄, SO₄, Cl, NO₃, F) under kalibreringsåret, uppdelat på våtdeposition och torrdeposition
- Tidsserie på förändringar av våt och torr deposition av olika joner

Upptag av näringsämnen till vegetation

- Nettoupptag av kväve och baskatjoner (Ca, Mg, Na, K) under kalibreringsåret
- Tidsserie på förändringar av nettoupptag till vegetationen av olika joner

Bilaga 3 Markvattenkemi

Halter anges i mg per liter med undantag av H⁺ (mekv l⁻¹) och ANC (mekv l⁻¹).

Parameter		MR=Stamvedsuttag							
		BS	GH	KO	LL	LU	MF	RB	TS
pH	Medel	5.8	4.6	4.8	6.3	5.6	4.8	5.0	4.8
	Min	5.6	4.4	4.6	6.0	4.9	4.5	3.9	4.5
	Max	6.8	5.4	5.2	7.5	6.8	5.6	5.9	5.6
H⁺	Medel	0.0015	0.0252	0.0163	0.0005	0.0028	0.0153	0.0110	0.0156
	SD	0.0012	0.0076	0.0039	0.0003	0.0028	0.0073	0.0259	0.0066
	Max	0.0025	0.0417	0.0229	0.0010	0.0126	0.0302	0.1380	0.0324
	Min	0.0001	0.0036	0.0069	0.0000	0.0002	0.0028	0.0013	0.0023
	Antal	3	26	24	18	19	23	29	26
SO4-S	Medel	2.7	2.9	1.8	0.7	0.5	1.4	1.7	1.7
	SD	1.0	0.9	0.7	0.2	0.1	0.6	0.4	0.7
	Max	3.9	4.5	3.6	1.0	0.7	2.5	2.4	2.9
	Min	2.1	1.0	0.9	0.2	0.2	0.6	0.8	0.7
	Antal	3	25	24	18	19	24	29	25
Cl⁻	Medel	6.1	5.0	4.0	1.1	0.6	4.3	2.4	7.5
	SD	2.6	2.4	2.4	1.4	0.4	2.4	1.4	3.8
	Max	8.8	11.3	8.9	4.8	1.7	11.1	8.1	14.8
	Min	3.5	1.2	0.9	0.2	0.2	1.7	0.9	2.7
	Antal	3	25	24	18	19	24	29	25
NO3-N	Medel	1.037	0.002	0.001	0.001	0.002	0.005	0.001	0.001
	SD	1.771	0.002	0.000	4.5E-19	0.003	0.010	0.0004	0.001
	Max	3.082	0.011	0.002	0.001	0.011	0.043	0.002	0.003
	Min	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
	Antal	3	25	24	18	18	24	28	25
NH4-N	Medel	0.092	0.021	0.019	0.011	0.019	0.029	0.016	0.014
	SD	0.057	0.025	0.014	0.005	0.022	0.031	0.011	0.007
	Max	0.132	0.124	0.058	0.027	0.091	0.102	0.064	0.028
	Min	0.052	0.010	0.010	0.010	0.010	0.005	0.006	0.010
	Antal	2	21	23	14	16	15	28	16
Ca²⁺	Medel	4.4	0.6	0.8	1.5	0.5	0.6	1.1	0.4
	SD	3.3	0.2	0.5	0.7	0.3	0.4	0.5	0.2
	Max	7.4	0.9	2.3	2.6	1.7	1.4	2.0	0.9
	Min	0.8	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.4	0.1
	Antal	3	25	24	18	19	24	29	25
Mg²⁺	Medel	0.6	0.3	0.3	0.3	0.1	0.5	0.3	0.4
	SD	0.4	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1
	Max	0.9	0.6	0.5	0.5	0.3	1.0	0.4	0.6
	Min	0.2	0.0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1
	Antal	3	25	24	18	19	24	29	25

Na⁺	Medel	7.6	3.3	3.2	3.0	0.6	2.8	2.6	5.6
	SD	6.8	1.4	2.1	6.9	0.2	0.8	0.7	2.5
	Max	15.4	6.6	8.7	30.2	1.4	4.7	4.2	10.1
	Min	3.3	1.5	1.4	0.6	0.2	1.7	1.4	1.9
	Antal	3	25	24	18	19	24	29	25
K⁺	Medel	2.2	0.4	0.3	2.2	0.3	0.9	0.2	0.2
	SD	2.7	0.2	0.1	6.2	0.1	0.8	0.1	0.1
	Max	5.3	0.8	0.6	26.6	0.4	2.9	0.4	0.6
	Min	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1
	Antal	3	25	24	18	19	24	29	25
Mn²⁺	Medel	0.03	0.21	0.02	0.02	0.02	0.09	0.02	0.07
	SD	0.04	0.23	0.01	0.02	0.01	0.08	0.02	0.10
	Max	0.07	0.81	0.06	0.10	0.04	0.30	0.10	0.42
	Min	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	Antal	3	25	24	18	19	24	29	25
Feⁿ⁺	Medel	0.038	0.194	0.024	0.012	0.009	0.017	0.013	0.026
	SD	0.021	0.732	0.023	0.028	0.006	0.013	0.024	0.020
	Max	0.053	3.033	0.086	0.106	0.020	0.039	0.094	0.070
	Min	0.023	0.004	0.003	0.002	0.003	0.003	0.002	0.001
	Antal	2	17	20	13	15	16	25	19
Al-org	Medel	0.211	0.095	0.221	0.013	0.016		0.015	0.088
	SD		0.046	0.174	0.008	0.018		0.007	0.077
	Max	0.211	0.185	0.596	0.025	0.056		0.028	0.273
	Min	0.211	0.040	0.044	0.002	0.003		0.003	0.032
	Antal	1	11	18	8	11	0	17	8
Al-tot	Medel	0.139	1.048	0.571	0.009	0.011	0.336	0.093	0.440
	SD	0.148	0.305	0.174	0.012	0.009	0.192	0.065	0.201
	Max	0.243	1.865	0.881	0.046	0.032	0.781	0.235	0.842
	Min	0.034	0.544	0.316	0.002	0.005	0.116	0.012	0.113
	Antal	2	17	20	13	15	16	25	19
TOC	Medel	14.9	4.9	5.6	3.8	2.8	7.8	2.4	4.7
	SD		1.8	2.6	1.9	1.4	4.0	1.0	2.1
	Max	14.9	8.1	10.8	7.4	5.2	13.2	5.2	10.0
	Min	14.9	2.4	1.9	1.2	1.2	1.8	1.0	2.5
	Antal	1	15	19	14	14	11	24	15
ANC	Medel	0.243	-0.119	-0.022	0.211	0.024	0.008	0.017	-0.017
	SD	0.390	0.051	0.034	0.410	0.028	0.050	0.038	0.038
	Max	0.693	0.033	0.068	1.819	0.106	0.081	0.068	0.063
	Min	0.001	-0.196	-0.071	0.009	-0.015	-0.129	-0.114	-0.089
	Antal	3	25	24	18	18	24	29	25

		UR=Helträdsuttag							
		BS	GH	KO	LL	LU	MF	RB	TS
pH	Medel	5.5	4.7	4.7	5.7	5.5	4.7	4.9	4.7
	Min	4.9	4.5	4.5	4.9	4.6	4.3	4.0	4.3
	Max	6.7	5.7	4.8	6.6	6.4	5.6	6.0	5.3
H⁺	Medel	0.0033	0.0200	0.0219	0.0019	0.0032	0.0186	0.0140	0.0182
	SD	0.0048	0.0067	0.0044	0.0030	0.0056	0.0132	0.0267	0.0095
	Max	0.0117	0.0347	0.0316	0.0135	0.0229	0.0457	0.1023	0.0550
	Min	0.0002	0.0018	0.0151	0.0003	0.0004	0.0027	0.0011	0.0050
	Antal	5	27	24	24	18	22	26	30
SO4-S	Medel	2.26	2.49	2.06	0.36	0.28	1.22	1.30	1.16
	SD	0.58	0.67	0.51	0.23	0.23	0.45	0.24	0.58
	Max	3.14	3.94	2.98	0.69	0.82	2.56	1.75	2.28
	Min	1.43	0.78	1.06	0.02	0.07	0.47	0.60	0.35
	Antal	6	27	24	24	19	24	26	30
Cl⁻	Medel	7.4	4.4	3.8	0.7	0.8	5.8	2.3	7.6
	SD	4.0	2.4	2.0	0.4	0.7	3.1	1.8	4.7
	Max	14.3	10.6	8.9	2.2	2.8	15.7	8.7	23.3
	Min	4.2	1.3	0.9	0.2	0.1	2.6	0.3	2.2
	Antal	6	27	24	24	19	24	26	30
NO3-N	Medel	0.773	0.005	0.002	0.001	0.002	0.004	0.001	0.001
	SD	1.745	0.013	0.002	0.0003	0.003	0.010	0.002	0.001
	Max	4.331	0.059	0.010	0.002	0.013	0.044	0.009	0.006
	Min	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
	Antal	6	27	24	24	19	24	26	30
NH4-N	Medel	0.04	0.03	0.02	0.02	0.01	0.06	0.01	0.02
	SD	0.03	0.03	0.02	0.02	0.004	0.05	0.01	0.01
	Max	0.11	0.13	0.08	0.09	0.02	0.13	0.03	0.04
	Min	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	Antal	6	23	24	20	12	11	24	23
Ca²⁺	Medel	4.1	0.6	0.5	0.8	0.6	0.8	0.9	0.3
	SD	1.2	0.3	0.2	0.5	0.6	0.7	0.4	0.1
	Max	5.9	1.7	0.8	1.6	2.7	2.7	1.8	0.5
	Min	2.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1
	Antal	6	27	24	24	19	24	26	30
Mg²⁺	Medel	0.4	0.3	0.2	0.2	0.2	0.5	0.2	0.3
	SD	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.4	0.1	0.2
	Max	0.6	0.8	0.5	0.4	0.4	1.6	0.3	0.7
	Min	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.2	0.1	0.1
	Antal	6	27	24	24	19	24	26	30
Na⁺	Medel	5.3	3.1	2.8	0.9	0.6	3.4	2.0	5.4
	SD	2.3	1.5	1.1	0.3	0.3	1.0	0.6	3.0
	Max	8.4	6.8	4.7	1.3	1.3	6.0	3.2	13.0
	Min	3.1	1.4	1.2	0.3	0.2	1.8	1.2	1.5
	Antal	6	27	24	24	18	24	26	30

K⁺	Medel	0.68	0.48	0.32	0.26	0.14	0.77	0.28	0.42
	SD	0.93	0.21	0.20	0.12	0.11	0.58	0.26	0.43
	Max	2.43	1.17	0.76	0.55	0.37	2.70	0.87	1.94
	Min	0.04	0.21	0.06	0.09	0.03	0.04	0.04	0.06
	Antal	6	27	24	24	19	24	26	30
Mn²⁺	Medel	0.04	0.15	0.02	0.01	0.03	0.13	0.02	0.04
	SD	0.06	0.12	0.02	0.003	0.03	0.10	0.02	0.05
	Max	0.16	0.47	0.06	0.02	0.11	0.38	0.10	0.22
	Min	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	Antal	6	27	24	24	19	24	26	30
Feⁿ⁺	Medel	0.04	0.01	0.02	0.04	0.01	0.02	0.01	0.02
	SD	0.03	0.01	0.02	0.13	0.01	0.02	0.02	0.02
	Max	0.07	0.03	0.09	0.59	0.03	0.05	0.08	0.08
	Min	0.014	0.003	0.003	0.002	0.002	0.005	0.000	0.005
	Antal	5	21	20	20	10	11	23	23
Al-org	Medel	0.17	0.10	0.15	0.01	0.01		0.04	0.16
	SD	0.02	0.03	0.12	2.36	0.01		0.04	0.06
	Max	0.18	0.13	0.54	8.19	0.02		0.14	0.31
	Min	0.16	0.04	0.04	0.00	0.01		0.01	0.10
	Antal	2	9	16	12	3	0	12	10
Al-tot	Medel	0.246	0.709	0.724	0.016	0.008	0.495	0.107	0.470
	SD	0.157	0.324	0.383	0.026	0.007	0.353	0.095	0.259
	Max	0.486	1.511	2.227	0.107	0.025	1.061	0.487	1.469
	Min	0.052	0.094	0.400	0.002	0.003	0.070	0.023	0.185
	Antal	5	21	20	20	10	11	23	23
TOC	Medel	9.1	4.9	4.5	2.4	3.6	5.8	2.5	5.7
	SD	1.8	1.5	2.5	1.2	2.1	3.1	1.1	1.6
	Max	11.0	7.5	11.9	5.0	7.4	10.7	5.2	10.0
	Min	6.6	2.9	2.0	0.9	1.1	2.9	1.1	3.7
	Antal	4	18	20	21	11	7	22	17
ANC	Medel	0.08	-0.08	-0.06	0.05	0.02	0.01	0.01	-0.01
	SD	0.18	0.06	0.04	0.04	0.03	0.07	0.04	0.05
	Max	0.38	0.04	0.01	0.12	0.09	0.24	0.07	0.20
	Min	-0.17	-0.23	-0.13	-0.02	-0.02	-0.11	-0.10	-0.10
	Antal	6	27	21	21	20	28	27	30