

Kvävestatus och risk för nitrifikation i två avverkade skogsområden i Halland

Nitrogen Status and Risk of Nitrification
in two Clear-Cut Areas in Southwest Sweden

Marie Beckman

UPTEC W05 032
ISSN 1401-5765

Examensarbete
M.Sc. Thesis Work

Kvävestatus och risk för nitrifikation i två avverkade skogsområden i Halland

Nitrogen Status and Risk of Nitrification in two Clear-Cut Areas
in Southwest Sweden

Marie Beckman
Maj 2005

Referat

Kvävestatus och risk för nitrifikation i två avverkade skogsområden i Halland

Marie Beckman

Det stora nedfallet av föroreningar i form av kväve i framförallt sydvästra Sverige leder till försurning och övergödning av både skogsmarker och vattendrag. Kvävedepositionen i södra Sverige kan uppgå till 20 kg N/ha och år. Det kväve som inte tas upp av vegetationen ackumuleras i marken som efterhand riskerar att bli kvävemättad vilket ökar risken för kväveutlakning. Kväveutlakningen från svenska skogsmarker har visat sig kunna vara i samma storleksordning som från jordbruksmarker som anses vara en av de största orsakerna till ökande kvävehalter i sjöar och vattendrag. Kväveutlakningens storlek beror till stor del på hur stor del av markens kväveförråd som finns i den oorganiska formen nitrat eftersom den är en lättlöslig jon. Efter skogsavverkning ökar nitratutlakningen betydligt på grund av att det finns väldigt lite vegetation kvar som tar upp kväveföreningarna.

I den här studien har markkemin i två avverkade granskogsområden i Halland undersökts. Tidigare studier i dessa två områden har visat att halterna av nitrat var högre i grundvattnet i det ena området än i det andra, och således var även nitratutlakningen större i detta område. Eftersom kvävedepositionen anses vara densamma i de två områdena har markkemin undersökts för att finna skillnader där som kan förklara de olika nitratnivåerna i grundvattnet. Hypotesen var att det ena området skulle ha mer gynnsamma förhållanden för nitrifikation, framförallt en lägre C/N-kvot. Markens förråd av nitrat- och ammoniumkväve, totalkol, totalkväve, utbytbara katjoner samt pH undersöktes i båda områdena. En studie av områdenas historia gjordes även för att kunna utesluta skillnader där som kunde ge upphov till skillnaden i nitrat i grundvattnet.

Slutsatsen som kan dras från studien är att de analyserade egenskaperna inte visade på mer gynnsamma förhållanden för nitrifikation i det ena området än i det andra. Ingen skillnad i C/N-kvot uppmättes. Skillnaderna som hittades var att området med lägst halter av nitrat i grundvattnet hade högst halter av oorganiskt kväve i marken och högre pH. Att nitrathalten var högre i grundvattnet men inte i marken kan ha sin förklaring i att marken i det ena området har större förmåga att binda till sig kväve vilket gör att det inte lika lätt kommer ut i grundvattnet. Antagligen spelade det stor roll för dessa resultat att jordproven tagits vid olika årtider. Undersökningen av tidigare användningsområde i skogarna visade att de hade en tämligen liknade historia. Det ena området har enligt ståndortsindex högre bördighet vilket gynnar nitrifikation. Detta framgick dock inte av analyserna men är antagligen orsaken till de högre nitrathalten i grundvattnet i detta område.

Nyckelord: nitratutlakning, avverkning, nitrifikation, Halland

Abstract

Nitrogen Status and Risk of Nitrification in two Clear-Cut Areas in Southwest Sweden

Marie Beckman

Nitrogen deposition leads to environmental damage in areas where the nitrogen deposition is high. Southwest Sweden receives an annual nitrogen deposition of up to 20 kg N/ha. Nitrogen that is not assimilated by the vegetation is accumulated in the soil, which may lead to nitrogen saturation and an elevated risk of nitrogen leaching. Nitrogen leaching from forest areas in southern Sweden has proven to be higher than from agricultural areas, which have been thought to be the main contributors to elevated nitrogen levels in rivers and lakes. The amount of nitrogen that leaches depends on the fraction of the total nitrogen in the soil that consists of nitrate, since nitrate is easily transported through the soil. Nitrogen leaching increases after clear-cutting since the uptake by vegetation is greatly reduced.

In this study the soil chemistry of two clear-cut spruce stands in Halland, in southwest Sweden, has been analyzed. A previous study in these areas has indicated higher nitrate concentrations in the groundwater in one of the areas and thus a greater nitrogen leaching. Nitrogen deposition in the two areas is estimated to be the same and therefore the soil chemistry has been analyzed to evaluate if differences in the soil can have resulted in differences in the nitrate concentration in the groundwater. The hypothesis is that the area with higher nitrate concentrations in the groundwater has properties more favorable for nitrification, which would be especially apparent in a lower carbon to nitrogen ratio. The pH and storage of nitrate, ammonium, total carbon, total nitrogen and exchangeable cations was analyzed in soil samples from both areas. In addition, a study of stand properties and previous use of the areas was made.

The analyses performed in this study indicate that the soil properties could not explain the differences in nitrate concentration in the groundwater. The differences found between the areas were that the area with lower nitrate concentrations in the groundwater had higher nitrate and ammonium concentrations and higher pH in the soil. The reason for this might be that the soil in this area has larger capacity to bind elements. The fact that the soil samples were sampled during different seasons probably had a major effect on these results. The history and stand properties of the two areas were similar. According to site index one area was more fertile, which benefits nitrification. This fact was not confirmed by the analyses, but it probably caused the nitrification rate to be higher in this area.

Keywords: nitrate leaching, clear-cutting, nitrification, southwest Sweden

*Department of Earth Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala
ISSN 1401-5765*

Förord

Detta examensarbete omfattar 20 poäng och har genomförts inom civilingenjörsprogrammet Miljö- och Vattenteknik, Uppsala Universitet. Arbetet har genomförts på institutionen för Mark- och vattenteknik på Kungliga Tekniska Högskolan i Stockholm.Handledare har varit Ann-Catrin Norrström, Institutionen för Mark- och vattenteknik, KTH. Ämnesgranskare har varit Roger Herbert, Institutionen för Geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala Universitet.

Ett stort tack vill jag rikta till min handledare Ann-Catrin Norrström för allt stöd och all hjälp under laborationerna och för svar på alla frågor jag haft under arbetets gång. Jag vill också tacka Gunnar Jacks, institutionen för mark- och vattenteknik, KTH och Sven-Olof Svensson, tekniska kontoret i Halmstad, för informationen om områdena jag undersökt. Tack också till mina vänner som har gett mig tips och idéer till rapporten och lättat upp vardagen under examensarbetets gång. Ett sista stort tack vill jag ge till Nils för att du har funnits för mig när det ibland har känts jobbigt att ta sig vidare.

Uppsala, Maj 2005

Marie Beckman

Copyright © Marie Beckman och Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära,
Uppsala Universitet

UPTEC W05 032, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för Geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, Uppsala, 2005

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	TIDIGARE STUDIER OM KVÄVELÄCKAGE I LUNTORNA OCH HÖGÅSEN	1
1.3	SYFTE OCH HYPOTES	3
2	BAKGRUND OCH TEORI	3
2.1	SKOGSMARKENS KEMI	3
2.1.1	Jordmänsbildning	4
2.1.2	Utbytbara katjoner	4
2.1.3	Tillförsel av katjoner	5
2.1.4	Skogens näringsbehov	6
2.2	KVÄVE	7
2.2.1	Kvävets kretslopp	7
2.2.2	Kvävets påverkan på miljön	11
2.3	KVÄVEUTLAKNING FRÅN SKOGSMARK	14
2.3.1	Egenskaper som påverkar nitratutlakning	14
2.3.2	Nitratutlakning efter skogsavverkning	15
2.4	KVÄVESITUATIONEN I HALLANDS SKOGSMARKER	16
2.4.1	Kvävenedfallet i Halland	16
2.4.2	Markkemin i Hallands skogsmarker	18
3	MATERIAL OCH METODER	19
3.1	OMRÅDESBESKRIVNING	19
3.1.1	Geografiskt läge	19
3.1.2	Plats- och beståndsbeskrivning	19
3.1.3	Bergart- och jordartsbeskrivning	21
3.1.4	Klimat	21
3.2	INSAMLING AV PROV	22
3.3	ANALYSER	23
3.3.1	Analys av nitrat- och nitritkväve samt ammoniumkväve	23
3.3.2	Bestämning av pH	23
3.3.3	Analys av utbytbar aciditet	23
3.3.4	Analys av utbytbara baskatjoner	24
3.3.5	Analys av totalkväve och totalkol	24
3.4	BEARBETNING AV ANALYSSVAR	24
3.4.1	Omvandling	24
3.4.2	Statistik	25
4	RESULTAT	25
4.1	NITRAT- OCH NITRITKVÄVE	25
4.2	AMMONIUMKVÄVE	26
4.3	pH	27
4.4	UTBYTBARA KATJONER	28
4.4.1	Utbytbar aciditet	28
4.4.2	Katjonbyteskapacitet	29
4.4.3	Basmättnadsgrad	30
4.5	KOL- KVÄVEKVOT	31
4.6	SAMMANFATTADE RESULTAT	32

5	DISKUSSION	33
5.1	JÄMFÖRELSEN AV LUNTORNA OCH HÖGÅSEN	33
5.2	JÄMFÖRELSEN AV DELOMRÅDENA INOM LUNTORNA	35
5.3	OSÄKERHETER I PROVMATERIAL OCH ANALYSER	36
6	SLUTSATSER	37
7	REFERENSER.....	38
	BILAGA 1: RESULTAT AV TIDIGARE GRUNDVATTENANALYSER I LUNTORNA.....	42
	BILAGA 2: BERÄKNINGAR AV ÄMNESHALTERNA I JORDEN	43
	BILAGA 3: TORRSUBSTANSFAKTOR OCH GLÖDGNINGSREST	45
	BILAGA 4: RESULTAT FRÅN ANALYSEN AV NITRAT- OCH NITRITKVÄVE.....	46
	BILAGA 5: RESULTAT FRÅN ANALYSEN AV AMMONIUMKVÄVE	47
	BILAGA 6: RESULTAT FRÅN TITRERINGEN AV UTBYTBAR ACIDITET	48
	BILAGA 7: UTBYTBARA BASKATJONER OCH BASMÄTTNADSGRAD	49

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Kväve är ett av de ämnen som bidrar till stora miljöproblem i form av övergödning och försurning av mark och vatten. De sektorer som bidrar mest till utsläpp av kväveföreningar i form av kväveoxider och ammoniak till luft, mark och vatten är transporter och jordbruk (Naturvårdsverket 2004a). Internationella överenskommelser har gjorts och nationella mål har satts upp för att minska utsläppen av förorenande kväve, men målen kommer att vara svåra att nå (Sveriges Miljömål 2004a). I Sverige varierar depositionen av kväve från 1-7 kg N/ha och år i Norra Sverige till upp emot 20 kg N/ha och år i de värst utsatta områdena i sydvästra Sverige (IVL 2004).

Oorganiska kväveföreningar i marken tas upp av vegetationen eller lakas ut till omgivande vattendrag via grundvattnet. Den allmänna uppfattningen är att kväveutlakning från jordbruksmarker är den största bidragande orsaken till förhöjda kvävehalter i vattendrag, men kväveutlakning från skogsmark i södra Sverige har visat sig kunna vara lika omfattande som den från jordbruksmark (Jacks och Norrström 2004). Sveriges yta är till 50 % täckt av skog (SCB 2005), och det är därför viktigt att undersöka hur skogen bidrar till den av kväve orsakade försurningen och övergödningen. Risken för att det ska ske utlakning av kväve till närliggande vattendrag ökar ju högre halterna av nitrat är i marken, eftersom nitrat är en lättlöslig jon. Olika faktorer i skogarna påverkar i vilken utsträckning som det bildas nitrat och alltså hur stor risken för utlakning är. Från avverkad skogsmark ökar utlakningen av kväve på grund av att det inte längre finns någon vegetation som tar upp näring i form av kväve. En metod som används för att minska risken för utlakning är att lämna en del mark oavverkad längs vattendrag i de avverkade ytorna. På så sätt tar de kvarlämnade träden upp en del av kvävet som annars skulle ha lakats ut från skogsmarken.

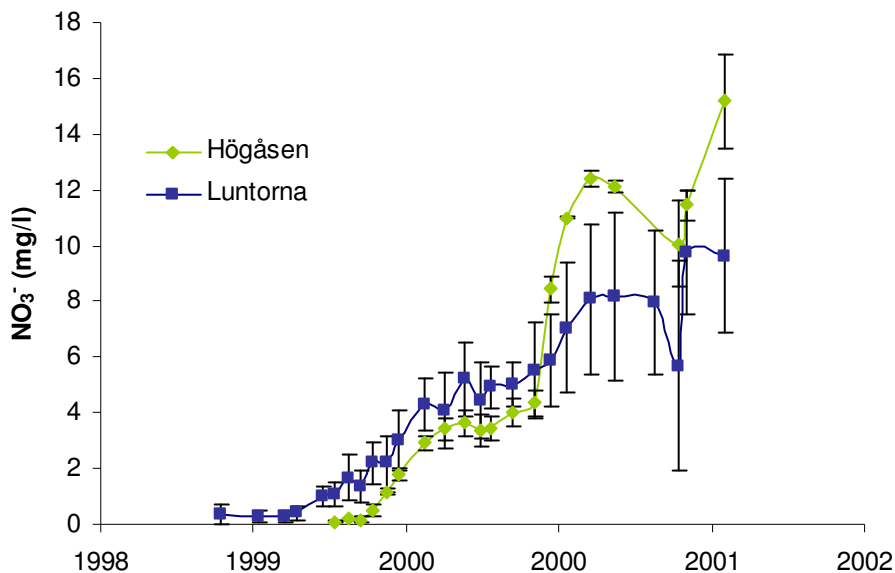
En sådan skogsridå lämnades kvar i skogen Luntorna i Halland när den avverkades 1998. I ett annat skogsområde, Högåsen, beläget i närheten av Luntorna avverkades skogen utan att en ridå lämnades kvar. I dessa områden har det bedrivits studier om kväveutlakning från avverkade områden.

1.2 TIDIGARE STUDIER OM KVÄVELÄCKAGE I LUNTORNA OCH HÖGÅSEN

Som en del i forskningsprogrammet VASTRA (Vattenstrategiska forskningsprogrammet) undersöktes kväveomsättningen i skogsmarker efter skogsavverkning. I delprojektet "Nutrient cycling in forest riparian zones" studerades näringsläckage från avverkade områden och hur man kan utforma bäcknära områden för att förhindra näringsläckage till närliggande vattendrag (Norrström 2002). Två av områdena som undersöktes i projektet var Luntorna och Högåsen i Halland som avverkades i maj respektive september 1998. För att studera kväveläckaget från kalhyggerna installerades grundvattenrör i hyggesmarken i övergången till våtmarkerna längs bäckarna och i våtmarkerna i de två områdena. Vattenprov togs var 4-6 vecka och nitrathalten mättes i vattnet. Vattenproven

togs i både grundvattenrören och bäckvattnet från och med det att områdena avverkades och ett antal år framåt. Vid avverkningen av skogen i Luntorna lämnades en smal skogsremsa längs bäcken i området som skulle fungera som en skyddsridå för att begränsa läckage av näringsämnen och mätningarna syftade bland annat till att se om denna ridå hade någon effekt på näringsläckaget.

Vid mätningarna av nitrathalterna i grundvattenrören framgick det att nitrathalterna efter några år nådde högre nivåer i Högåsen än i Luntorna. Denna skillnad fanns redan i grundvattnet under hygget, alltså innan skogsridån hunnit påverka vattnet i Luntorna. De uppmätta nitrathalterna i respektive hyggesområde kan ses i Figur 1. I figuren visas medelvärden för 6 rör i Luntorna och 2 rör i Högåsen. Av de 6 grundvattenrören i Luntorna var 3 placerade i ett delområde kallat Luntorna 1 och övriga rör var placerade i ett område kallat Luntorna 4. Även mellan dessa två delområden fanns skillnader i nitrathalter. Vattnet i grundvattenrören i Luntorna 1 uppvisade högre halter av nitrat vid samtliga mättillfällen än Luntorna 4, se bilaga 1.



Figur 1 Nitrathalter som uppmättes i grundvattnet i hyggena intill våtmarkerna i Luntorna och Högåsen. Halterna är medelvärden för 6 grundvattenrör i Luntorna och 2 grundvattenrör i Högåsen (Norrström, opublicerade resultat). Proven togs på 0-0,3 meters djup. De redovisade halterna uppmättes mellan 1998 och 2002 av Ann-Catrin Norrström och Gunnar Jacks, Inst. för Mark och Vattenteknik, KTH, Stockholm.

Hösten 2001 togs även prover av gräset kruståtel (*Deschampsia Flexuosa*) i bägge områden för att analysera aktiviteten av enzymet nitratreduktas (NRA). I kvävebegränsade system brukar denna metod användas för att mäta hur mycket växttillgängligt nitrat som finns i marken (Högbom m.fl. 2002). Enzymet kontrollerar det hastighetsbegränsande steget i reduktionen av nitrat till ammonium som sker i växterna. Denna metod att undersöka förekomsten av nitrat i marken är både snabb och billig och den kräver dessutom inte några större ingrepp i marken annat än insamling av

växtmaterial till analysen. Mätningarna av NRA i gräset från Luntorna och Högåsen visade på en statistiskt signifikant högre nivå i gräset från Högåsen än i det från Luntorna (Tabell 1).

Tabell 1 Uppmätt NRA i *Deschampsia flexuosa* i Luntorna och Högåsen (Norrström, opublicerade resultat). Signifikansen i skillnaden har testats med ett icke parametriskt test (Mann-Whitney) ($p < 0.05$).

	Luntorna		Högåsen	
µmol NO ₂ /g	0,117	0,198	0,677	1,082
	0,416	0,864	0,191	0,212
	0,137	0,100	1,072	0,448
			0,562	0,418
Medelvärde	0,305 ± 0,297		0,583 ± 0,345	

Både nitratmätningarna i grundvattnet och analysen av NRA tydde på att det är högre halter av nitrat i Högåsens mark än Luntornas, vilket betyder att risken för utlakning av nitrat från Högåsen är större än från luntorna. De två områdena ligger relativt nära varandra och skillnaden i deposition av kväve borde inte skilja sig markant. Den observerade skillnaden i nitrathalt skulle istället kunna bero på andra faktorer, såsom markkemi, områdeskaraktär, tidigare växtlighet eller tidigare markanvändning.

1.3 SYFTE OCH HYPOTES

Syftet med denna studie var att jämföra markkemin, markegenskaper och historia i de två skogsområden Luntorna och Högåsen för att undersöka vad som kan ha gett upphov till den skillnad i nitrathalter som grundvattenanalyserna och NRA-analyserna tyder på har uppstått efter avverkningen. Jordprov som togs i samband med avverkningen av Luntorna och Högåsen analyserades för olika markkemiska parametrar som kan påverka nitrifikation och nitratutlakning i en jord.

Hypotesen var att marken i Högåsen har egenskaper som är mer gynnsamma för nitrifikation än vad marken i Luntorna har. Marken i Högåsen antogs innehålla högre halter av totalkväve samt ha lägre kol- kvävekvot än marken i Luntorna. Basmättnadsgrad och pH förväntades även vara högre i Högåsen än i Luntorna.

2 BAKGRUND OCH TEORI

2.1 SKOGSMARKENS KEMI

Under markens yta pågår ett komplext samspel mellan mikroorganismer, mineral, organiskt material, luft och vatten. En transport av ämnen sker mellan markens olika delar, mellan fast fas och markvatten och det pågår ständigt en mikrobiologisk aktivitet. I följande kapitel, och i det efterföljande som behandlar kväve, kommer processer och mekanismer som sker i marken att beskrivas för att ge en bild av detta komplexa system.

2.1.1 Jordmånsbildning

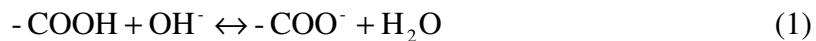
Jordmånen är den översta delen av marken där ursprungsmaterialet i form av berggrund och löst material har påverkats av väder, vatten och organismer. Ursprungsmaterialet förändras av olika processer som t.ex. vittring, perkolerande vatten, tillförsel och nedbrytning av organiskt material. En jordmån karaktäriseras av ett antal horisonter med olika egenskaper. Den vanligaste jordmånen i Sverige är podsol, som täcker ca 70 % av landarealen (MarkInfo, 2005a). I den här undersökningens två utvalda områden är jordmånen en podsol. De olika horisonterna i en podsol är:

- O-horizonten: den organiska horisonten. Ett 5-10 cm djupt mårager som består av döda växt- och djurrester som helt eller delvis har brutits ned.
- A-horizonten: urlakningshorisont. A-horizonten är en tunn humusblandad övergångshorisont mellan mårageret och blekjorden.
- E-horizonten: urlakningshorisont. E-horizonten kallas även blekjord på grund av sin bleka färg som beror på att andelen mineral med hög andel kisel är dominerande. Många ämnen som frigörs i form av joner vid vittring av mineral lakats ur och anrikats i lägre horisonter. En förutsättning för podsolering är att det frigörs just järn och aluminium via vittring av mineral.
- B-horizonten: anrikningshorisont. B-horizonten i en podsol kallas rostjorden. Här anrikas det som lakas ut från horisonterna ovanför. Just järn och aluminium har en benägenhet att fällas ut tillsammans med organiska substanser i anrikningshorisonterna. Negativt laddade funktionella grupper på vattenlösliga organiska substanser från de övre horisonterna komplexbinder på sin väg ner genom jorden metalljoner till sig. I takt med att den negativa laddningen neutraliseras avtar vattenlösligheten och en metallhumusförening fälls ut.
- C-horizonten består av till största delen ursprungsmaterial som ännu inte förändrats tillräckligt för att kvalificeras som B-horisont. Den ligger under den nivå där den största delen av den biologiska aktiviteten sker.

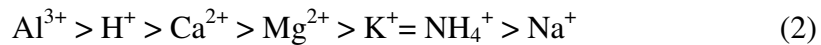
För att podsolering ska kunna ske måste nederbörden vara större än avdunstningen så att det finns ett överskott av vatten som kan perkolera ned genom marken men vattenhalten i marken får inte vara för hög. Det måste även finnas tillgång till vittringsbara mineral som kan tillföra aluminium och järn.

2.1.2 Utbytbara katjoner

Partikelytorna på markens mineral har permanenta och variabla negativa laddningar. De permanenta negativa laddningarna har uppstått vid bildningen av mineralen genom så kallad isomorf substitution, vilket innebär att vissa joner i mineralet ersatts med joner av lägre positiv laddning och på så sätt har mineralet tillförts en negativ laddning (Gustafsson 2002). Den variabla negativa laddningen är pH-beroende och det är främst hydroxylgrupper (-OH) på bland annat lermineral, humus och aluminium- och järnoxider som ger upphov till denna laddning. Vid sura förhållanden har dessa partiklar mycket låg eller ingen laddning, men med ökande pH sker en förskjutning av jämvikten och ytorna får en negativ laddning, som exempel illustreras reaktionen för hydroxylgrupper på CO-grupper i humus, se ekvation 1 (Brady och Weil 1999).



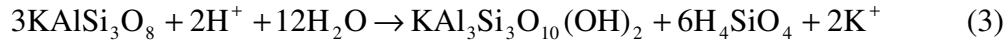
Till dessa negativa laddningar på markpartiklarna attraheras positiva joner i marklösningen. De positiva jonerna binds svagt till den negativt laddade ytan och kan lätt bytas ut av andra positivt laddade joner och benämns därför utbytbara katjoner. De vanligaste utbytbara katjonerna är Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , som på grund av sina icke-sura egenskaper kallas baskatjoner, och Al^{3+} och H^+ som är de sura katjonerna och utgör den utbytbara aciditeten. Katjonernas laddning och storlek påverkar hur starkt de attraheras till markpartiklarna. Joner med liten jonradie och hög laddning binder hårdare till markpartiklarna än joner med stor radie och låg laddning. Nedan visas i fallande ordning hur starkt olika katjoner attraheras till de negativt laddade platserna (Aber och Melillo 2001).



I vilken utsträckning jonerna binder till de negativt laddade markpartiklarna bestäms även av jonkoncentrationen i marklösningen. Markens förmåga att binda katjoner kallas katjonbyteskapacitet (CEC) och är markens koncentration av negativa ytladdningar till vilka katjoner i marklösningen attraheras. Mäts katjonbyteskapaciteten vid aktuellt pH i marken kallas den för den effektiva katjonbyteskapaciteten (CEC_{eff}). Kvoten mellan de utbytbara baskatjonerna och katjonbyteskapaciteten, den så kallade basmättnadsgraden, har stor betydelse för markens förmåga att kortsiktigt kunna buffra mot förändringar i markkemin. Om det tillförs ett överskott av sura vätejoner till marken kan dessa förtränga baskatjonerna från markpartiklarna och således tas vätejoner bort från marklösningen och på så sätt orsakar de inte någon försurning. Finns det inte tillräckligt mycket baskatjoner mäts markpartiklarna på vätejoner och tillslut ökar koncentrationen i marklösningen och pH sjunker och marken blir surare. Baskatjonbuffringen sker främst vid pH 4,5-6,0. Under pH 4,5 tar istället aluminiumbuffring över.

2.1.3 Tillförsel av katjoner

Katjoner tillförs marken främst via vittring av mineral och till viss del via atmosfärisk våt- och torrdeposition. Mängden joner som tillförs marken via vittring av mineral beror på hur snabbt mineralen vittrar. Vittringshastigheten beror bland annat på mineralpartiklarnas specifika yta, mineralens sammansättning, mängd vätejoner som tillförs marken och den biologiska aktiviteten i marken (Gustavsson 2002). Även temperatur och fuktighet påverkar vittringshastigheten. Vittring kan delas upp i kemisk och fysikalisk vittring. Genom den fysikaliska vittringen sönderdelas mineral till mindre partiklar genom påverkan av bland annat vind, vatten och rotaktivitet (Brady och Weil 1999). Den kemiska vittringen står för upplösning och kemisk förändring av mineral. Genom den kemiska vittringen omvandlas primära mineral till sekundära mineral och olika joner frigörs och blir tillgängliga för t.ex. växtupptag eller utlakning med vatten. Som exempel visas vittringen av fältspat som ger upphov till det sekundära mineralet illit och kiselsyra, se ekvation 3.



Exempel på mineral som vittrar relativt fort är olivin och pyroxen, som dessutom är rika på baskatjonerna kalcium, magnesium och kalium (Aber och Melillo 2001). Mer svårvittrade mineral är exempelvis kvarts och fältspater som finns i graniter och gneiser. I svenska skogsmarker är vittringshastigheten relativt långsam på grund av att mineral av granitiskt ursprung är vanliga och jordarna i allmänhet är grovkorniga (Sverdrup och Rosen 1998).

De baskatjoner som tillförs marken via deposition har både naturligt och antropogent ursprung, huvudsakligen från följande fyra källor (Lövblad m.fl. 2000):

- Industrier och förbränningsprocesser
- Markererosion (mekanisk erosion och vinderosion)
- Biogena källor
- Havssalt

Det är stora variationer i den totala depositionen både geografiskt och tidsmässigt. Den största depositionen finns i södra Sverige och det är en tydlig gradient med minskande deposition från södra till norra Sverige. Havssaltdepositionen står för stora delar av totala mängden deponerat natrium (>95 %) och magnesium (50-80 %), medan den har mindre betydelse för depositionen av kalium (10-20 %) och kalcium (5-20 %) (Lövblad m.fl. 2000). Magnesium och natrium uppvisar en stark depositionsgradient från väster till öster på grund av att havssaltdepositionen är större i de nederbördsrika och kustnära västra delarna av Sverige (Karlton 1998). Våtdepositionens storlek beror till stor del på nederbörds mängden.

2.1.4 Skogens näringsbehov

Det finns nio näringsämnen som skogens växter behöver i stor mängd för att kunna växa. Dessa så kallade makronäringsämnen är kol, syre, väte, kväve fosfor, svavel, kalium, kalcium och magnesium (Campbell m.fl. 1999). De sex först nämnda är huvudkomponenterna i allt organiskt material. Kväve ingår i många beståndsdelar i både växter och djur, t.ex. i aminosyror, nukleinsyror och klorofyll. För att kväve ska kunna tas upp av vegetationen krävs det att det finns tillgängligt i oorganisk form som nitrat och ammonium. Kvävet kretslopp och inverkan på vegetation och miljö beskrivs mer ingående i kapitel 2.2 nedan. Fosfor ingår i växternas nukleinsyror, fosfolipider och ATP och är tillgängligt för växterna i form av fosfat (PO_4^{3-}). Svavel ingår bland annat i proteiner och finns i marken i växttillgänglig form som sulfat (SO_4^{2-}). Baskatjonerna magnesium, kalcium och kalium är, även de, viktiga makronäringsämnen för växter. Magnesium är en beståndsdel i klorofyll och kalcium har en viktig betydelse för uppbyggnad och stabilitet i cellväggarna. Kalium reglerar vattenhalten i växternas celler och fungerar som en kofaktor till enzymen som katalyserar proteinsyntesen.

För att träden ska kunna ta upp näringsämnena krävs det att laddningsbalansen i växten bevaras. Tar växten upp positivt laddade joner, t.ex. någon utav baskatjonerna, avges det

samtidigt vätejoner från trädens rötter för att upprätthålla laddningsbalansen. Det sker följaktligen en naturlig försurning av marken vid växtupptag av kalcium, magnesium och kalium. I en skog där ingen avverkning sker återförs dessa joner till marken när träden dör och bryts ner, och försurningen motverkas. I skogsbruksmark där träden avverkas och förs bort kvarstår försurningen.

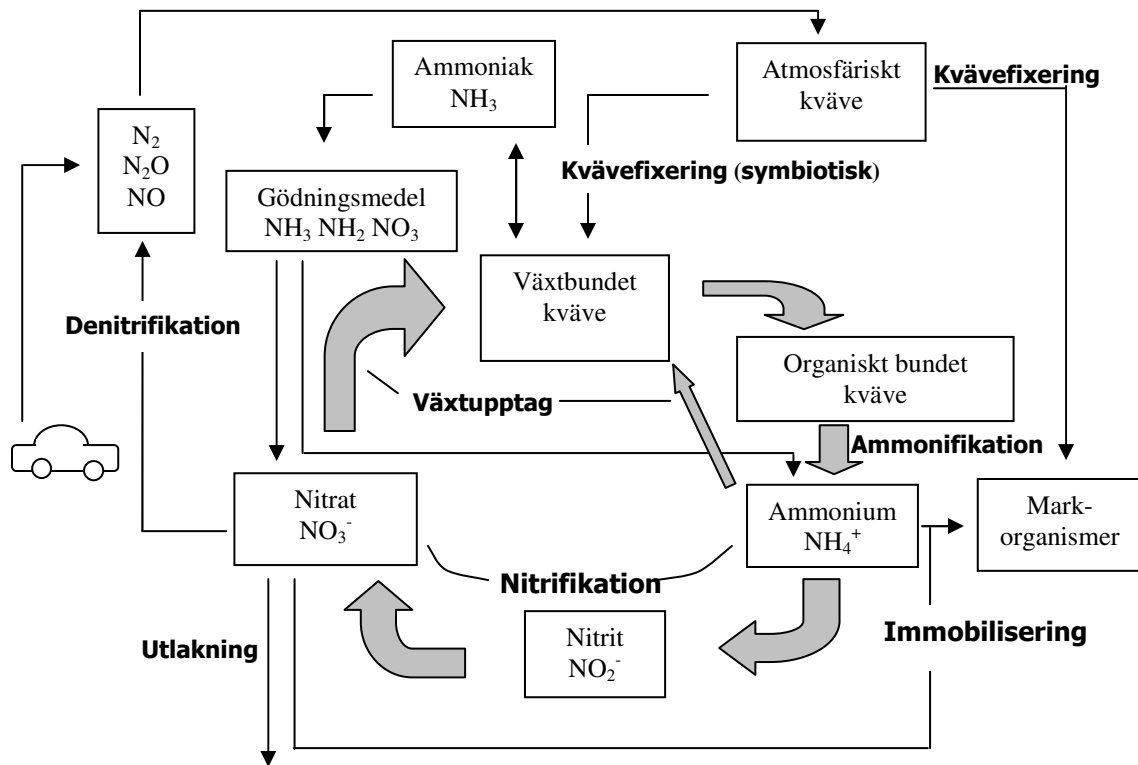
Växterna reglerar sitt näringsinnehåll dels vid upptaget av näringsämnen, dels via fördelning av näringsämnen mellan cellerna. Råder det brist eller överskott på ett ämne i marken leder detta till näringsobalans vilket ger tillväxtstörningar hos växterna. När marken vid försurning tillförs vätejoner tränger dessa ut baskatjoner från markpartiklarna. Sker det samtidigt en stor deposition av nitrat och en utlakning av nitrat från marken och om vegetationen inte tar upp de utträngda baskatjonerna finns det risk för att det sker en utlakning av dessa näringsämnen. Vid utlakningen av de negativt laddade nitratjonerna sker samtidigt en utlakning av positivt laddade baskatjoner. De negativt laddade fosfatjonerna lakas inte ut lika lätt eftersom de har stark förmåga att binda till markens mineral (Brady och Weil 1999).

I svenska skogsmarker har en minskning av baskatjonförrådet med i genomsnitt 50 % mellan åren 1949 och 1985 konstaterats samtidigt som pH-värdet har sjunkit med uppemot en pH-enhet (Falkengren-Grerup 1987). Massbalansberäkningar som gjorts på data från riksskogstaxeringen och ståndortskarteringen tyder på att över 96 % av skogsbruksmarkerna i Sverige har ett mindre tillskott av en eller flera baskatjoner än vad som lakas ut eller tas upp av växter (Sverdrup och Rosen 1998). Det finns dock få dokumenterade fall där träd lider brist på något av ämnena kalcium, magnesium eller kalium (Bertills och Hanneberg 1995), men det kan bli ett problem i framtiden om försurningen fortsätter.

2.2 KVÄVE

2.2.1 Kvävet kretslopp

Kvävet ingår i många olika föreningar och genomgår ett stort antal reaktioner på väg genom kvävet kretslopp. Kvävgas (N_2) från luften omvandlas till växttillgängligt kväve via biologisk kvävefixering och genomgår sedan en rad processer innan det återigen blir till kvävgas. Eftersom luften består av 78 % kvävgas finns där en outtömlig kväveresurs att ta av. I marken finns kväve i både organisk och oorganisk form (Tamm 1991). Det organiska kvävet i marken är i reducerad form i t.ex. aminer och amider. Det oorganiska kvävet finns i reducerad form (t.ex. ammonium, NH_4^+) och oxiderad form (t.ex. nitrat, NO_3^-). En övergripande bild av kvävet kretslopp visas i Figur 2 och de väsentligaste processerna beskrivs i avsnitten nedan.

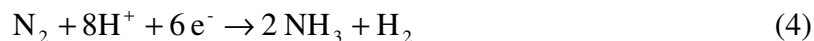


Figur 2 Kvävets kretslopp (Omritat efter Brady och Weil, 1999)

Kvävefixering

Utan vissa mikroorganismers förmåga att fixera luftens kväve och omvandla det till växttillgängliga kväveföreningar skulle jordens växt- och djur liv vara betydligt mer sparsamt än vad det är idag. De kvävefixerande mikroorganismerna har stor betydelse för allt liv på jorden. De kväveföreningar som växterna behöver för sin tillväxt är ammonium och nitrat och dessa näringsämnen frigörs till skillnad från andra näringsämnen, som t.ex. kalcium och magnesium, inte via vittring av mineral utan kommer huvudsakligen från luftens kväve. N₂ är en inert gas vars molekyl hålls ihop av en mycket stark trippelbindning som gör att N₂ inte är tillgängligt för växter.

Organismer som klarar av att fixera kväve är vissa frilevande heterotrofa bakterier, ett flertal cyanobakterier och bakterier som verkar i symbios med särskilda växter (McGrath 1994). De symbiotiska förhållandena står för den största delen av kvävefixeringen. Exempel på bakterier som fixerar kväve via symbiotisk samverkan är *Rhizobium* och *Frankia* (Graham och Vance 2000). Reaktionen katalyseras av enzymet nitrogenas oberoende av vilken bakterie som är involverad i omvandlingen (Brady och Weil 1999). En förenklad formel för reaktionen ses nedan, ekvation 4.



Ammoniak (NH₃) reagerar sedan med organiska syror och bildar aminosyror och proteiner enligt ekvation 5 eller plockar upp en vätejon och bildar ammonium (Brady and Weil 1999).



Mineralisering och immobilisering

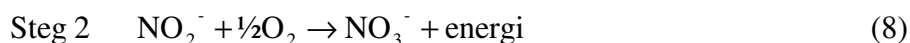
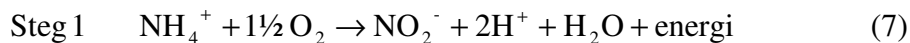
Stora delar av markens kväve är bundet i organiska föreningar. I denna form är kväve vanligen otillgängligt för majoriteten av växterna. Mycket av kvävet i det organiska materialet finns i form av proteiner eller i proteiners nedbrytningsprodukter, aminosyror och peptider. För mikroorganismer i marken är dessa substanser värdefulla näringsförråd eftersom de både innehåller kol och kväve (Tamm 1991). I mineraliseringsprocessen omvandlas detta organiskt bundna kväve med hjälp av bakterierna till växttillgängligt ammonium via ammonifikation enligt formeln nedan (ekvation 6) (Brady och Weil 1999). Ammonium omvandlas sedan till nitrat via nitrifikation som beskrivs närmre i avsnittet nedan.



Vissa växter, som t.ex. gran, tall och blåbär, kan dock tillgodogöra sig kväve från organiska föreningar i form av aminosyror (Persson m.fl. 2000). Den omvända reaktionen mot mineralisering kallas immobilisering och är följaktligen den process i vilken nitrat och ammonium omvandlas till organiskt bundet kväve. Mikroorganismerna i marken bryter ned organiskt material och om kväveinnehållet i det materialet är för lågt tar de istället upp nitrat och ammonium som då binds i mikroorganismerna (Brady och Weil 1999). När mikroorganismerna dör återgår en del kväve till humusföreningar och en del frigörs som nitrat och ammonium.

Nitrifikation

Nitrifikation är den process i vilken ammonium (NH₄⁺) omvandlas till nitrat (NO₃⁻) genom en oxidationsreaktion. Denna omvandling sker i två steg där ammonium först oxideras enzymatiskt av bakterierna *nitrosomonas* till nitrit (NO₂⁻) vilken sedan oxideras med hjälp av bakterierna *nitrobacter* till nitrat, enligt reaktionerna nedan, (ekvation 7 och 8).



Dessa nitrifikationsbakterier är autotrofa och använder den energin som frigörs till att assimilera koldioxid (CO₂). Reaktionen i det första steget är en långsammare reaktion än reaktionen i det andra steget och den nitrit som bildas omvandlas snabbt till nitrat vilket betyder att det som regel inte ackumuleras nitrit i marken. Länge ansågs det att

nitrifikation skedde mest i neutrala och svagt alkaliska jordar, men den sker även i sura jordar (Rudebeck och Persson 1998).

Nitrifikation kan även ske genom att organiska kväveföreningar som t.ex. aminer oxideras av heterotrofa mikroorganismer till nitrat enligt den förenklade formeln nedan (ekvation 9).

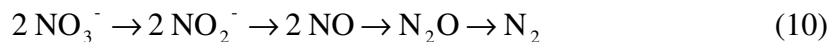


De heterotrofa organismerna, t.ex. vissa svampar och bakterier utnyttjar organiskt bundet kol istället för koldioxid som kolkälla. I denna reaktion frigörs ingen energi som nitrifierarna kan använda.

Jordegenskaper som påverkar nitrifikationen är temperatur, pH, tillgång till kolkälla, tillgång till ammonium, vattenhalt och syrehalt i jorden (Brady och Weil 1999). För att nitrifikation ska ske krävs det att det finns ammonium närvarande. Samtidigt är höga halter av ammonium toxiskt för *nitrobacteria* som utför det andra steget i den autotrofa nitrifikationen. Nitrifikationsprocessen är en aerob process som kräver att det finns syre tillgängligt i marken och den optimala temperaturen ligger mellan 20-30°C. I kapitel 2.3, som tar upp kväveutlakning i skogsmark, ges en utförligare beskrivning av vissa av faktorerna som påverkar nitrifikation.

Denitrifikation

I denitrifikationsprocessen omvandlas istället nitrat till kvävgas via bland annat nitrit och kväveoxid (NO). Nedan visas den förenklade reaktionskedjan (ekvation 10).



Denitrifikationen utförs av fakultativt anaeroba bakterier i en syrefri miljö där bakterierna använder nitrat eller nitrit som elektronacceptor istället för syre. De flesta arterna är heterotrofa bakterier som t.ex. *pseudomonas*, *bacillus* och *micrococcus*, vilka får sin energi och sitt kol från oxidation av organiska föreningar. Det finns även en del autotrofa denitrifierande bakterier, som t.ex. *thiobacillus* som får sin energi från oxidation av svavelföreningar. Både N₂, NO och N₂O kan bli slutprodukten i denitrifikationsprocessen.

Det som reglerar i vilka proportioner dessa tre bildas är temperatur, syrehalt, nitrit- och nitrathalt och pH. För att denitrifikation skall ske krävs att det är en nästan syrefri miljö (<0,2 mg löst O₂/l i vattnet), det måste finnas tillgängligt nitrat, nitrit och nedbrytbart organiskt material, den optimala temperaturen ligger mellan 25-35°C (Brady och Weil 1999). Vid pH under 5 tenderar N₂O (lustgas), som är en växthusgas, att bli den dominerande slutprodukten. Om syrehalten är låg blir slutresultatet generellt kvävgas, men vid lite högre syrehalter och höga nitrit- och nitrathalter bildas mer N₂O.

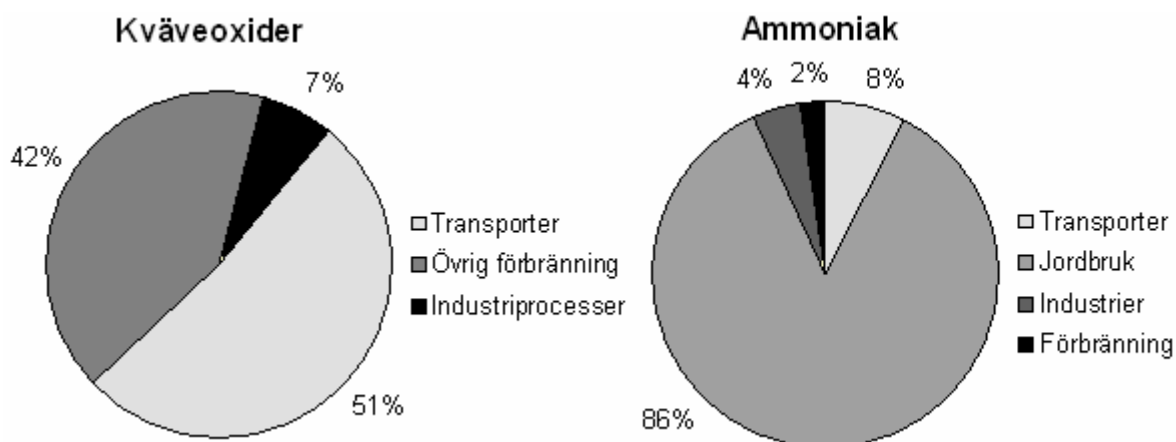
2.2.2 Kvävet påverkan på miljön

Kväve är som beskrivits i tidigare avsnitt ett essentiellt näringsämne men även ett ämne som vid för höga koncentrationer bidrar till en försämrad miljö bland annat genom försurning och övergödning. Efter andra världskriget ökade användandet av handelsgödselkväve kraftigt och fortsatte att öka fram till 1970-talet när det började plana ut och lägga sig på en relativt konstant nivå (Naturvårdsverket, 2004b). Samtidigt började även kväveoxidutsläpp från trafik och industrier att öka dramatiskt. De skadliga effekter som rapporterades i samband med förhöjda halter kväve var bland annat (Bertills och Näsholm 2000):

- Vattendrag började växa igen till följd av övergödning
- Algblomning med giftiga alger
- Småbarn blev sjuka av nitrat i dricksvattnet
- Bildandet av lustgas (N_2O) bidrog till växthuseffekten
- Bildandet av marknära ozon gynnas av kväveoxider
- Den biologiska mångfalden påverkades
- Skogsmark blev kvävemättad och blev mindre produktiv

I slutet av 70-talet kom rapporter från Centraleuropa om skogsdöd och skador på träd till följd av bland annat den ökade försurningen. Träden skadades både direkt via nedfall av salpetersyra (HNO_3) och svavelsyra (H_2SO_4) och indirekt via förändringar i marken. I Sverige uppmärksammades problemen och flera undersökningar av tillståndet i svenska vattendrag och skogar startades (Bertills och Hanneberg 1995, Persson 2001). Det ledde till att det togs fram åtgärdsplaner för miljöförbättrande åtgärder. Riksdagen antog 1999 beslut om 15 nationella miljö kvalitetsmål, där ett av målen är "Bara naturlig försurning" som formuleras "De försurande effekterna av nedfall och markanvändning skall underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen skall heller inte öka korrosionshastigheten i tekniska material eller kulturföremål och byggnader". Delmålen fram till 2010 innebär bland annat att andelen antropogent försurade sjöar ska vara endast 5 %, en återhämtning av de försurade skogsmarkerna ska ha börjat ske och de totala kväveoxidutsläppen ska minska till 148 000 ton.

Utsläppen av kväveoxider i Sverige har minskat från 315 000 ton till 206 000 ton mellan 1990 och 2003 men måste minska med ytterligare 30 % för att nå det delmål som satts upp till 2010 (Sveriges miljömål 2004b). Den största delen av kväveoxidutsläppen svarar trafiken för, se Figur 3. Det är också främst genom hårdare avgaskrav som det har kunnat ske en minskning av utsläppen. I den takt minskningen nu sker kommer målet för 2010 inte att uppnås. Även utsläppen av ammoniak har minskat. Mellan 1995 och 2003 minskade de med 13 % vilket är en bra bit på väg mot målet för 2010 som ligger på en minskning med 15 % relativt 1995 års ammoniakutsläpp (Sveriges miljömål 2004c). Över 80 % av utsläppen ammoniak är jordbruksrelaterade (Figur 3), och det är inom jordbruket som den största minskningen skett. Stora delar av nedfallet av försurande ämnen i Sverige har sitt ursprung utomlands. År 2000 kom 92 % av kväveoxiderna och 79 % av ammoniakutsläppen från andra länder.



Figur 3 Utsläpp av kväveoxider och ammoniak till luft i Sverige 2003. Källa: Naturvårdsverket

Försurning

Kväve bidrar starkt tillsammans med svavel till försurningen av skogar och vattendrag. Vid förbränning i t.ex. fordonsmotorer och industriprocesser bildas kväveoxider genom reaktion mellan luftens kväve och syre vid den heta temperatur som uppstår vid förbränningen, men också genom reaktion mellan luftens syre och kväve i bränslet. En del av kväveoxiderna ombildas vidare till salpetersyra som slutligen faller ner till marken som surt regn.

Kväve bidrar till försurningen av marken även vid omvandlingen av ammonium till nitrat i nitrifikationsprocessen där det för varje nitrat som bildas frigörs två vätejoner (H^+), se ekvation 7 ovan. Nitratjoner i marken är lättrorliga och lakas lätt ut ur marken eftersom de på grund av sin negativa laddning inte attraheras till de för de mesta negativt laddade markpartiklarna. (Nitratutlakning från skogsmark beskrivs mer ingående i avsnitt 2.5 nedan.) Vid växternas upptag av anjoner, däribland nitrat, avges en hydroxidjon (OH^-) för att kompensera upptaget av den negativa laddningen. Därmed neutraliseras en av vätejoner som frigjorts vid bildandet av nitrat från ammonium. Vid utlakning av nitrat sker inte denna neutralisering och därför blir försurningen mer omfattande när det sker en utlakning av nitratjoner från rotzonen. Som beskrivits tidigare, i avsnitt 2.3.4 om skogens näringsbehov, sker en utarmning av näringsämnen när nitrat utlakas vilket leder till tillväxstörningar. Även växtupptag av ammoniumjoner och baskatjoner är en försurande process då det frigörs vätejoner från växterna för att kompensera för de positiva jonerna som tas upp.

En av de allvarligare konsekvenserna av försurning av marker är att det ökar risken för att giftiga metaller ska lösas ut. Lösligheten hos aluminium, som i formen Al^{3+} är toxiskt för många vattenlevande organismer, är pH-beroende och vid pH under 4,5 ökar lösligheten kraftigt. Även lösligheten av den giftiga tungmetallen kadmium ökar under pH 4,5.

Övergödning

Kväve och fosfor är de två ämnen som normalt fungerar som tillväxtbegränsande näringsämnen. Kväve är det tillväxtbegränsande ämnet i många ekosystem, bland annat i vissa delar av Östersjön (Naturvårdsverket 2005). Resultatet av den ökade tillförseln av kväve är att tillväxten inte längre begränsas av mängden kväve. Övergödningen i sjöar och vattendrag leder till en ökad primärproduktion, d.v.s. ökad produktion av plankton, alger och växter. En stor produktion av alger kan leda till att vattnet blir så grumligt att det inte släpper igenom tillräckligt med solljus till de djupare skikten. Områdena i vattnet där växter och djur som kräver solljus lever minskar och organismerna får trängas på en allt mindre yta. Många sjöar och vattendrag växer igen på grund av den ökade produktionen av växter. Tack vare den ökade primärproduktionen blir det en ökad sekundärproduktion av till exempel djurplankton som blir till föda till fiskar och bottenlevande djur som också får en ökad tillväxt. Den ökade produktionen av alger, plankton, växter och fisk ger en större mängd organiskt material som måste brytas ned och detta är en syrekrävande process. Det leder till att bottarna blir odugliga som livsmiljö för många organismer på grund av syrebrist. Det finns vissa bakterier som trivs i syrefria miljöer och använder nitrat eller sulfat istället för syre. När dessa bakterier använder nitrat bildas kvävgas som försvinner bort från sjön, men använder de sulfat bildas istället giftigt svavelväte vilket ytterligare förvärrar botten som livsmiljö.

Effekter på vegetation

Nedfall av kväve påverkar vegetationen på flera olika sätt. I de flesta nordliga skogar är kväve det tillväxtbegränsande näringsämnet (Tamm 1991) och vegetationen är anpassad till låga halter av kväve. När marken utsätts för onormalt höga kvävehalter ändras näringsbalansen i jorden och livsvillkoren för växterna ändras. När inte kväve längre förekommer i begränsad mängd sker en ökad tillväxt. Den ökade skogstillväxten i Sverige under 1900-talet tros, tillsammans med andra orsaker, vara orsakad av den ökade depositionen av kväve (Bertills och Näsholm 2000, Nohrstedt 1993). Den ökade tillväxten leder till att andra näringsämnen tas upp i större mängd och kan bli begränsande istället. Den förändrade näringsbalansen i marken får effekter på artsammansättningen i ekosystemen. Arter som är anpassade till den kvävebegränsade miljön kan i vissa fall slås ut av andra arter som är bättre anpassade till den nya kväverika miljön. Flera undersökningar har gjorts om vegetationsförändringars koppling till kvävedepositionen. I en rapport från Naturvårdsverket (Bertills och Näsholm 2000) sammanfattas resultaten av ett flertal av dessa undersökningar. En del av det som framgick i studierna var att skogsmossor och ris (blåbär, lingon) missgynnades av kvävetillförsel medan många örter och gräs och vissa gräsmossor gynnades. Andra effekter av ökad kvävetillförsel visade sig kunna vara ökad risk för torkstress och ökad frostkänslighet hos barrträd. Det kan även leda till ökade insektsangrepp på barrträd på grund av högre kvävehalter i barren som gör dem mer intressanta som föda för insekter.

2.3 KVÄVEUTLAKNING FRÅN SKOGSMARK

Av det kväve som finns i skogar är ca 80-90 % bundet i marken (Nohrstedt 1993). Det är följaktligen en liten del som finns bundet i växtlighet. Stora delar av kvävet i podsoljordar, som är den absolut vanligaste jordmånen i Sverige, finns i humusämnen i mårslagret, men det finns även bundet i humusämnen i mineraljordens översta skikt (Bertills och Näsholm 2000). Det är en förhållandevis liten del av kvävet i marken som finns som nitrat och ammonium. Eftersom den lättlösligaste formen av kväve är nitrat så beror kväveutlakningens storlek till stor del på hur mycket nitrat som finns eller bildas i marken.

2.3.1 Egenskaper som påverkar nitratutlakning

Kväveutlakningens storlek beror dels på kvävehalterna i markvattnet och på avrinningens storlek. Mängden kväve som finns i marken påverkas till stor del av hur stor kvävedepositionen är. Vid en hög deposition av kväve riskerar marken att bli kvävemättad och risken för utlakning av kväve, vanligtvis i form av nitrat, till vattendrag och sjöar ökar. I bestånd där andra ämnen än kväve är begränsande för tillväxten eller i äldre bestånd där tillväxten avtagit är risken för kvävemättnad större. Enligt en undersökning av Dise och Wright (1995) ökade inte nitratutlakningen nämnvärt vid låga nedfallsnivåer, <10 kg/ha och år. Efter en längre tid av ett kvävenedfall på 10-25 kg ha och år ökade utlakningen i vissa av de undersökta ytorna och vid nedfall över 25kg/ha och år ökade utlakningen i samtliga provytor. Utlakningen är dock inte enbart beroende av depositionens storlek utan markens egenskaper påverkar i allra högsta grad hur mycket kväve som lakas ut. I de flesta marker där nitratutlakning sker är tillförseln av nitrat via nitrifikation större än växters och mikroorganismers nitratassimilation. Nitrifikation gynnas av låga kol- kvävekvoter (Dise och Wright 1995). Kol- kväveknoten avspeglar nedbrytningsgraden av det organiska materialet, ju lägre kvoten är desto mer nedbrutet är materialet. I skogsmarker ligger kvoten vanligen runt 20, men kan variera från 10 i väl nedbruten organisk substans till upp till 100 i färsk förna (MarkInfo 2005b). När kol- kväveknoten är låg finns det mycket kväve i marken i förhållande till kol. Vid höga kol- kvävekvoter blir det konkurrens om kvävet i marken och nedbrytningshastigheten minskar (MarkInfo 2005b). Vid låga kol- kvävekvoter däremot finns det gott om kväve för mikroorganismerna och mineraliseringen i marken ökar (Hyvönen m.fl. 2004), vilket leder till att det finns mer ammonium i marken som kan omvandlas till nitrat.

Kol- kväveknotens inverkan på nitratutlakningens storlek beror på hur stor kvävedepositionen är. Vid låg deposition (<10 kg N ha⁻¹ år⁻¹) är utlakningen liten oberoende av kol- kväveknoten (Dise m.fl. 1998). Vid högre deposition (> 10 kg N ha⁻¹ år⁻¹) ökar däremot nitratutlakningen vid minskande kol- kväveknot. Gundersen m.fl. (1998) delade in skogsmarker i tre riskklasser för nitratutlakning efter kol- kväveknoten i det organiska skiktet (Tabell 2), där den största delen av mineraliseringen och nitrifikationen sker (Rudebeck och Persson 1998).

Tabell 2 Kol- kväveknot i skogsmark som indikator på kvävestatus och risk för nitratutlakning. Utlakningsrisken gäller för områden med nedfall av >10 kg N/ ha och år (Gundersen m.fl. 1998).

Kol- kväveknot	> 30	25 - 30	< 25
Risk för N-utlakning	Låg	Måttlig	Hög
Kvävestatus	N-begränsad	-	N-mättad

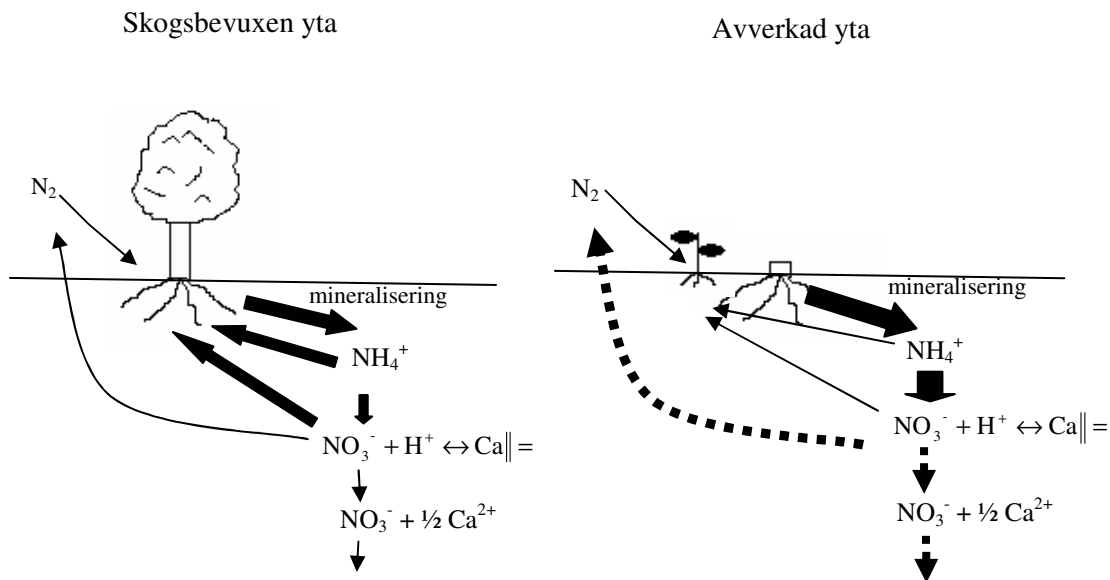
Även svenska studier har visat att kol- kväveknoten har betydelse för nitratutlakningens storlek. Nohrstedt m.fl. (1996), undersökte tre skogsområden i Halland och fann att den skogen med högst nitrathalt i markvattnet och högst beräknade nitratutlakning hade lägre kol- kväveknot än övriga. Det området hade även ett betydligt tunnare humusskikt än de två andra.

Risken för nitratutlakning ändras även vid förändringar i pH i marken eftersom nitratbildning via nitrifikation är beroende av pH. Nitrifikation gynnas av högre pH. Flera studier, både i försök i laboratorieskala (Persson och Wirén 1995) och fältförsök (Persson m.fl. 1995, Nohrstedt m.fl. 1993) har visat att nitrifikationen ökar vid högre pH och minskar vid lägre pH. Hur nitrifikationsprocessen påverkas av pH är mycket beroende på vilka nitrifierande bakterier som finns i marken. Autotrof nitrifikation har rapporterats ske mellan lägst pH 4 och pH 4,7, (Ste-Marie 1999). Heterotrof nitrifikation däremot sker vanligen vid högre pH, > pH 6. En bördig mark är gynnsammare för nitrifikation (Priha och Smolander 1998). En bördig mark innehåller ett stort förråd av näringsämnen, antingen bundet i organiskt material (kol och kväve), bundet till partikelytor (utbytbara baskatjoner), eller i primära och sekundära mineral.

2.3.2 Nitratutlakning efter skogsavverkning

Nitratutlakningen ökar efter avverkning främst på grund av att växtupptaget minskar och avrinningen ökar. En ökad nitrifikation har även visat sig ske i marken efter avverkning av skogsmark. Vid avverkningen förändras både jordens fysikaliska och kemiska egenskaper avsevärt och levnadsförhållandena för markens mikroorganismer ändras. Dessa förändringar kan leda till en ökad nitrifikation i marken och ökad nitratutlakning till grundvattnet och omgivande vattendrag. Flera studier har visat att nitrifikationen och nitratutlakningen ökar efter avverkning av skog (Paavolainen 1998, Smolander 1998, Wiklander 1980) Vid avverkning av skogen ökar instrålningen från solen och således ökar marktemperaturen, vilket gynnar nitrifikationsbakterierna. Markens pH har visats öka efter avverkning (Nykvist och Rosén 1985, Smolander 1999) vilket gynnar nitrifikationsbakterierna. När vegetationen tas bort upphör växtupptaget av ammonium nästan helt vilket leder till att det finns gott om ammonium som kan omvandlas till nitrat (Figur 4). Den ökade mängden nitrat behöver inte enbart lakas ut, utan det kan även ske ett ökat bortfall av nitrat via denitrifikation. Avverkningen leder till att markfuktigheten och avrinningen ökar eftersom ingen transpirerande vegetation finns kvar som kan ta upp vatten. Eftersom både avrinningen och markens halter av kväve ökar sker en ökad utlakning av kväve. Normalt ligger utlakningen av kväve från svenska skogsmarker på ca 1-5 kg N/ha och år (Nohrstedt 1993), men i avverkade områden kan den stiga upp emot 20 kg N/ha och år (Wiklander m.fl. 1991). Studier som gjorts senare har visat att

utlakningen blir betydligt större i områden med hög deposition av kväve. I områden i sydvästra Sverige har kväveutlakningen från avverkade ytor visat sig kunna bli så stor som 70 kg N/ha och år (Örlander m.fl. 1997). Den förhöjda kväveutlakningen håller i sig i uppåt 5 år efter avverkningen (Wiklander m.fl. 1991, Örlander m.fl. 1997).

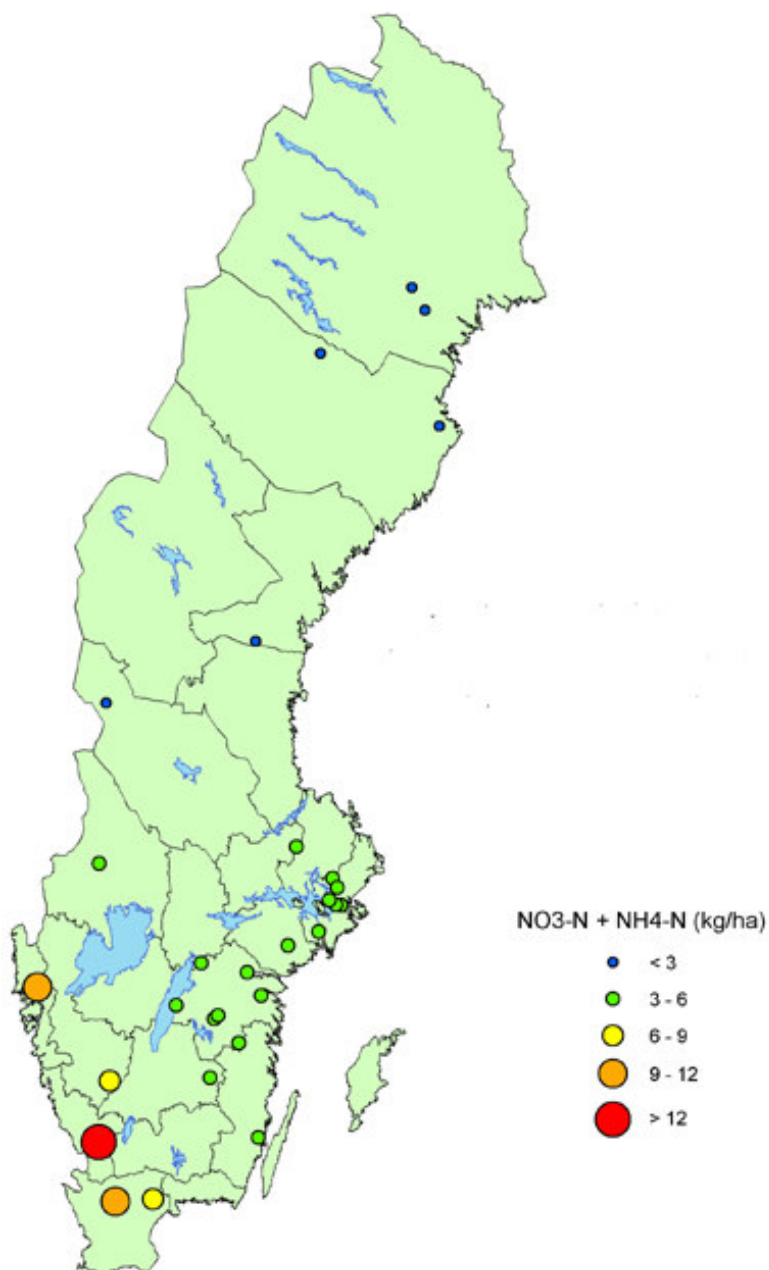


Figur 4 En förenklad bild över kvävetts omlopp i en skogsbevuxen yta och en avverkad yta. De streckade pilarna anger möjliga nya vägar för kväveföreningarna att gå efter avverkning. Pilarnas tjocklek indikerar storleksordningen på transporten. Kalcium representerar utbytbara katjoner som sitter bundna till mineral i marken.

2.4 KVÄVESITUATIONEN I HALLANDS SKOGSMARKER

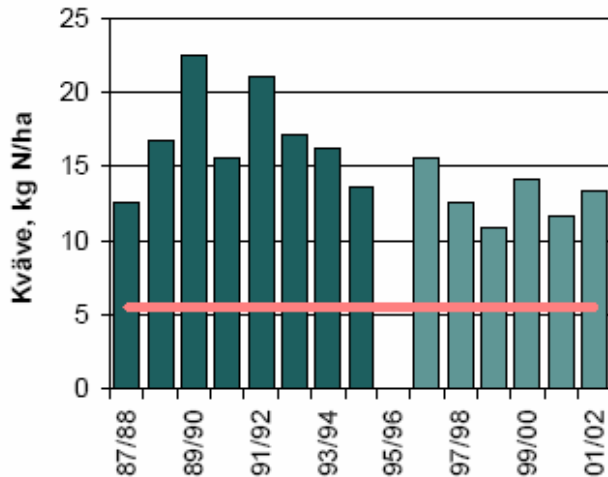
2.4.1 Kvävenedfallet i Halland

Nedfallet av kväve är som störst i sydvästra Sverige och minskar åt nordost, se Figur 5. Det sura nedfallet i Sverige har till största delen sitt ursprung i Centraleuropa och på de Brittiska öarna (Naturvårdsverket 2004c) och de nederbördsrika sydvästliga delarna av Sverige får ta emot en stor del av dessa luftföroreningar. Hallands län är ett av de mest utsatta länen i Sverige vad gäller nedfall av försurande kväve och svavel (Hallgren-Larsson 2003). Flera decenniers deposition kombinerat med hög nederbörd och försurningskänsliga marker är en bidragande orsak till att just Västra Götaland är så utsatt för försurning. Den kritiska belastningen, d.v.s. den exponering av en förorening under vilken inga väsentliga skadliga effekter på känsliga miljöer uppstår, för kvävenedfall i Götaland ligger på 5 kg kväve per hektar och år och denna överskrids årligen. I Halland var den genomsnittliga årsdepositionen av kväve det hydrologiska året 2001/2002 16 kg per hektar vilket är mer än tre gånger så stort som den kritiska belastningen (Strand 2004).



Figur 5 Årsdeposition av kväve på öppet fält under hydrologiska året 2001/2002 (källa: IVL)

Enligt de regionala delmålen för Halland ska surhetstillståndet i högst 30 % av skogarna i Hallands län enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas som högt (klass 4) eller mycket högt (klass 5) och arealen i klass 5 ska halveras från 8 % till 4 % fram till 2010. Nedfallet av kväve har minskat i Halland sedan 1990, se Figur 6, men den neråtgående trenden har avstannat och troligen kommer inte målet om vare sig surhetstillståndet eller utsläppen av kväve att uppnås till 2010. Av skogsmarkerna i Hallands län tillhör ca 50 % klassen måttlig surhetsgrad, ca 40 % klassen hög surhetsgrad och resterande tillhör klassen mycket hög surhetsgrad (Sveriges miljömål, 2005d).



Figur 6 Nedfall av kväve (NO_x-NH_4-N) i granskog i Halland. Mörkgröna staplar – kvävenedfall i lokaler där mätningarna upphörde 1995, ljusgröna staplar – kvävenedfall i lokaler där mätningarna startade 1996/97. Rött streck - målet för 2010. (Hallgren-Larsson 2003)

2.4.2 Markkemin i Hallands skogsmarker

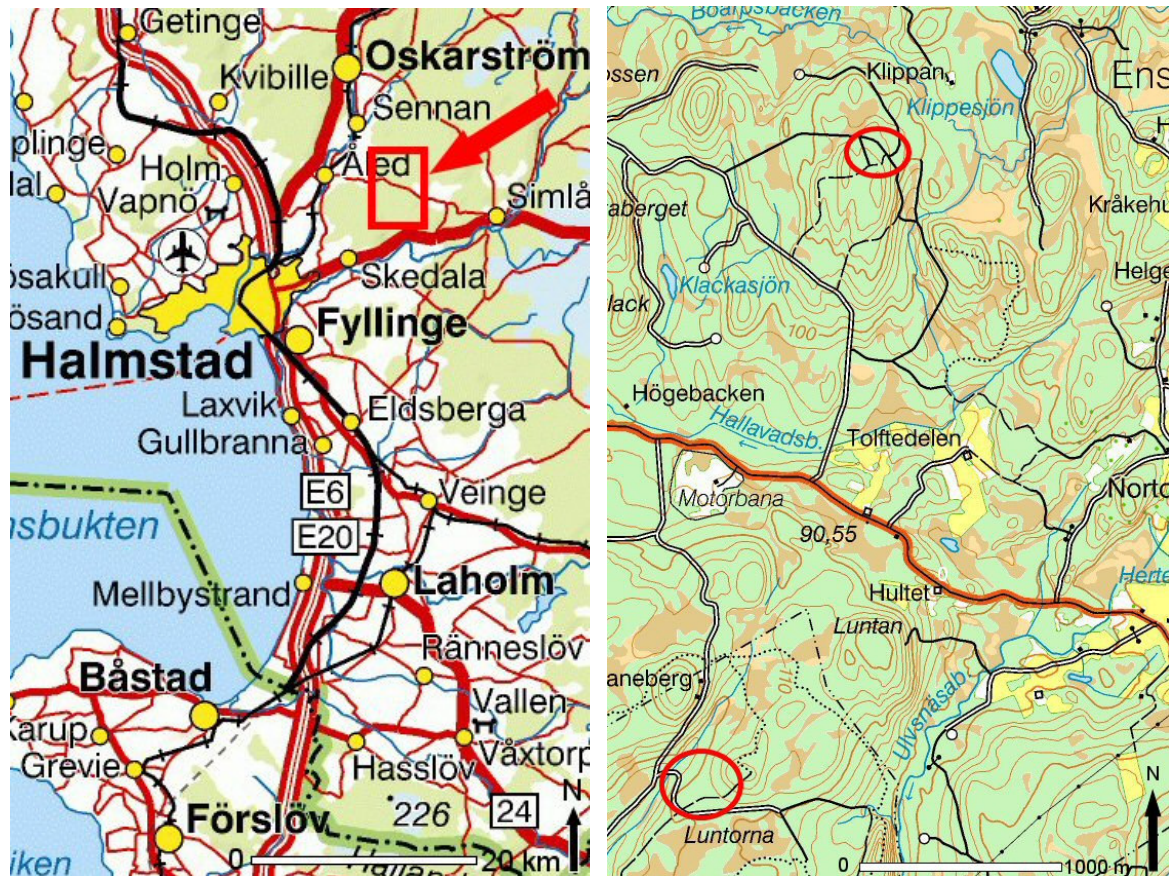
Kvävehalterna i skogsmarkerna i Halland är relativt höga. Totalkväve i den organiska horisonten varierar mellan 1-1,4 % (MarkInfo 2005b), vilket kan jämföras med t.ex. östra Småland där halterna istället varierar mellan 0,6-1,1 % . I runt en tredjedel av Hallands skogsmarker ligger kol- kvävekvoten i O-horisonten under 25, vilket betyder att risken för nitratutlakning är förhöjd (Jacks och Norrström 2004). I de lägre horisonterna är kol- kvävekvoten något högre. Undersökningar av nitrathalterna i markvattnet i granskogar i olika delar av Halland har visat att endast de mer kustnära områdena har tydligt förhöjda nitrathalter. I kustnära skogsmarker var markvattnets nitrathalter på över 1 mg/l, medan de längre in i landet låg på <0,02-0,05 mg/l (Nohrstedt 1993). I Halland är i allmänhet jordarna sura, med pH som ligger under 4,3 i O-horisonten i majoriteten av skogsmarkerna (MarkInfo 2005c). Försurningen av marker leder till större utlakning av baskatjoner. Beräkningar som gjorts på uppdrag av Länsstyrelsen i Halland visar att 76 % av Hallands skogsmarksareal har en negativ baskatjonbalans när det gäller summan av natrium, kalium och magnesium (Akselsson och Westling 2004). När det gäller kalcium är denna siffra 100 %. En negativ balans betyder att tillförseln av baskatjoner är mindre än bortförseln. Undersökningar som utförts av skogsvårdsstyrelsen i ett antal skogliga provytor visar att basmättnadsgraden i O-horisonten i Halland ligger mellan 50-80% (Sjöstedt 2001). Ut mot kusten är det de lägre siffrorna som gäller. I djupare skikt i marken ligger basmättnadsgraden mellan 10 och 20 %.

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

3.1.1 Geografiskt läge

De undersökta områdena Luntorna (56°42'N och 13°02'O) och Högåsen (56°45'N och 13°03'O) är belägna ca 10 km nordöst om Halmstad i Hallands län i sydvästra Sverige, se Figur 7. Luntorna ligger ca 3 km söder om Högåsen och är beläget 95-120 meter över havet. Högåsen ligger på mellan 130 och 140 meters höjd över havet.



Ur GSD-Sverigekartan respektive GSD-Terrängkartan © Lantmäteriverket Gävle 2005. Medgivande I 2005/816

Figur 7 Den röda pilen och rutan i vänstra bilden markerar området i Halland där de undersökta områdena Luntorna och Högåsen är belägna. En förstoring av området visas i den högra bilden där respektive område inringat. Luntorna är det nedre området och Högåsen det översta.

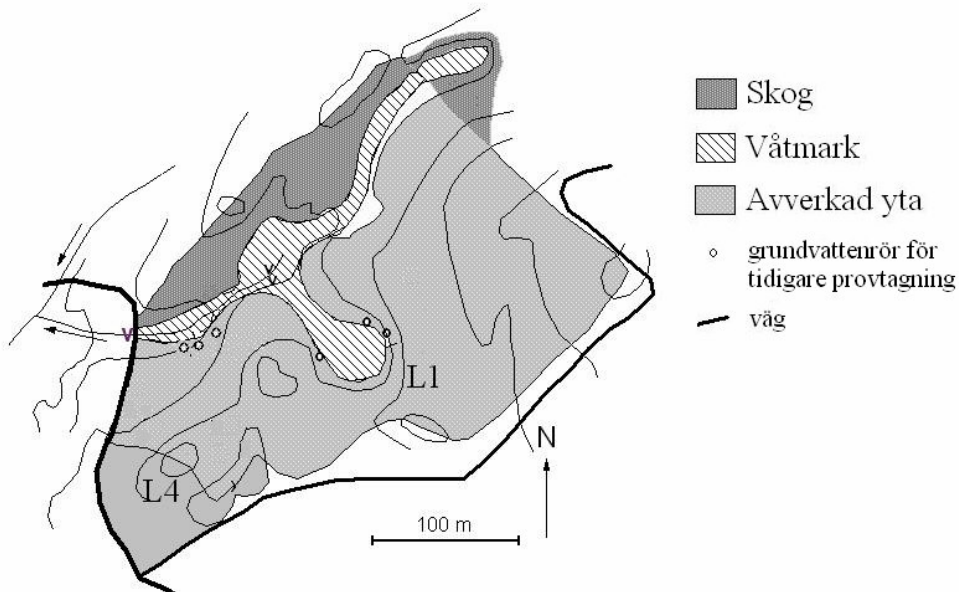
3.1.2 Plats- och beståndsbeskrivning

Luntorna och Högåsen ligger i ett område i södra Sverige där det är vanligt med granskog på tidigare skoglös mark. Runt 1600-talets mitt var detta område antagligen bevuxet med blandad bokskog (Malmström 1938). Under 1700-talet och in på mitten av 1800-talet var det till största delen skoglöst och bestod av ljunghedar. I slutet av 1800-talet började

skogsarealen i Halland öka som en följd av omläggning av lantbruket och ökat skogsvårdsintresse och på 1920-talet var barrskog det dominerande trädslaget i området.

Luntorna

Luntorna ligger i Skedala skog strax utanför Halmstad. Halmstad kommun står som ägare till marken sedan 1975. Luntorna har troligen fått sitt namn av att det bedrivits någon form av svedjebbruk i området innan skogarna planterades (Svensson, personligt meddelande). Markerna brändes (luntades) för att förbättra betet. Området planterades 1935 med 2-åriga granplantor. När skogen avverkades 1998 var beståndet 63 år. Vid tiden för avverkningen bestod växtligheten i Luntorna till största delen av gran (*Picea abies* L.) med inslag av några få små björkar och ett fåtal alar (Jacks och Norrström 2004). Avrinningsområdet till bäcken i området är 6,4 hektar stort och 73 % av avrinningsområdet avverkades 1998, se Figur 8. Området är kuperat med en västlig sluttning i den östra delen och en nordvästlig sluttning i västra delen. Ståndortsindex, som visar trädens tillväxt, för området visade att det var ett mycket bördigt område, med ståndortsindex G32. (G står för gran och 32 för höjden som de grövsta träden förväntas ha vid 100 års ålder, 38 är högst på skalan för gran (Bucht 2002)). Området planterades 2000 med nya granplantor.

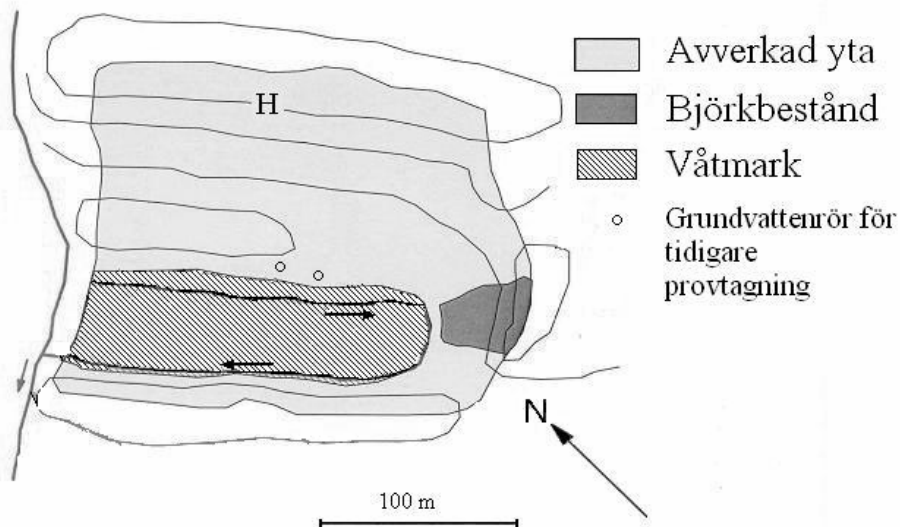


Figur 8 Luntorna. Avrinningsområdet är markerat i olika gråa toner. De två delområdena där jordprover är tagna är markerade L1 (Luntorna 1) och L4 (Luntorna 4).

Högåsen

Högåsen ligger på Enslövs skogsallmänning och ägs av Halmstads kommun, sedan Enslövs kommun blev en del av Halmstads kommun 1974. Högåsen har fått sitt namn efter det torp, Högås, som byggdes i området 1821. Granskogen i detta område planterades 1938 och var vid avverkningen några år yngre än skogen som avverkades i

Luntorna. Även i detta skogsområde bestod skogen av gran och det fanns ett mindre bestånd av björk. Avrinningsområdet till bäcken i det undersökta området är 2,0 hektar (Figur 9). Området sluttar mot sydväst ner mot i våtmarken. Vid avverkningen 1998 avverkades hela avrinningsområdet förutom det 0,2 ha stora björkbeståndet i södra delen av området, vilket betyder att 90 % av avrinningsområdet avverkades. Granbeståndets bonitet var G34 vilket visar att det är ett något bördigare område än Luntorna. Precis som i Luntorna planterades det nya granplantor i området 2000.



Figur 9 Högåsen. Avrinningsområdet är markerat i olika gråa toner. Området där jordproverna är tagna är markerade med ett H.

3.1.3 Bergart- och jordartsbeskrivning

Både Luntorna och Högåsen ligger på en bergrund som tillhör det västsvenska gnejsområdet med svårvittrade och basfattiga mineral. Bergrunden under Luntorna är en intermediär granitisk gnejs och under Högåsen är det en salisk gnejs (SGU 1966). Jordarten i områdena var en sandig moig morän och jordmånen var en podsol (Norrström, personligt meddelande). I våtmarkerna i bägge områden var det ett ca 1 meter djupt torvskikt.

3.1.4 Klimat

Skogsområdena ligger i ett område med ett maritimt klimat, med milda vintrar och svala somrar. Medeltemperaturen i Halland i januari varierar mellan -1°C ute vid kusten och -3°C vid gränsen mot Småland (Vedin 2003). Julitemperaturen är $15-16^{\circ}\text{C}$ i hela Halland. Årsnederbördsmängden varierar mellan 600 och 1200 mm. Klimatdata från 1961-1990 från den klimatstation som ligger närmast de två skogsområdena visar att området har en årsmedeltemperatur som ligger på ungefär 7°C och en årsnederbörd på cirka 800 mm/år (Alexandersson m.fl. 1991). Den dominerande vindriktningen i området är västlig.

3.2 INSAMLING AV PROV

Hypotesen i den här studien var att marken i Högåsen har mer gynnsamma egenskaper för nitrifikation än vad marken i Luntorna har, t.ex. lägre kol- kvävekvot, högre pH, högre basmättnadsgrad och ett större förråd av nitrifierbart ammonium. För att undersöka detta genomfördes analyser av jordprov som tagits i båda områdena. Jordproven från Luntorna samlades in på våren 1998 i samband med att detta område avverkades. Jordproven från Högåsen samlades in i samband med att skogen där avverkades, vilket var på hösten 1998. Jordproven i Luntorna togs i två delområden, Luntorna 1 och Luntorna 4, se Figur 8 ovan. I Högåsen samlades proven in i ett område, se Figur 9 ovan. Det samlades in jordprov från O-, A-, E-, B- och C-horisonten. Jord från samtliga horisonter togs i delområdet Luntorna 1 samt i Högåsen. I Luntorna 4 togs jordprov från de 4 översta horisonterna. Proven från de 4 översta horisonterna togs inom rektangulära områden där ett prov slumpades ut och resterande togs på jämna mellanrum från det första längs linjer inom rektangeln. Inom varje delområde togs 10-30 jordprov med jordborr. Jorden från borren separerades i de 4 olika horisonterna och proven blandades sedan, horisontvis, till representativa samlingsprov för respektive linje. Proven från C-horisonten togs i grävda gropar i båda skogsområdena. C-horisontproven från Luntorna togs i delområdet Luntorna 1. Dessa prov togs på djupen 15-25, 25-40 samt 40-60 cm. Till analys valdes prov från tre gropar vardera från Luntorna och Högåsen ut. I Tabell 3 redovisas en sammanställning av horisontdjup och antal prov som analyserats. Fram till analyserna har jordproven lagrats i fryst tillstånd för att minimera aktiviteten av olika mikroorganismer som annars kan förändra innehållet av olika kemiska föreningar i proven.

Tabell 3 Tabellen visar från vilka horisonter jord har analyserats, hur många prov som analyserats från varje horisont samt horisonternas djup. Siffrorna inom parantes anger hur många provplatser jorden i proven från de 4 övre horisonterna representerar.

Provplats	Horisont	Djup (cm)	Antal prov
Luntorna 1	O	0-5	1 (15)
”	A	5-7	1 (15)
”	E	7-12	1 (13)
”	B	12-19	1 (16)
”	C	15-25	3
”	C	25-40	3
”	C	40-60	3
Luntorna 4	O	0-3	1 (25)
”	A	3-5	1 (24)
”	E	5-8	1 (25)
”	B	8-15	1 (26)
Högåsen	O	0-4	1 (16)
”	A	4-6	1 (17)
”	E	6-10	1 (14)
”	B	10-18	1 (12)
”	C	15-25	3
”	C	25-40	3
”	C	40-60	3

3.3 ANALYSER

3.3.1 Analys av nitrat- och nitritkväve samt ammoniumkväve

För att kunna bestämma hur stora mängder nitrat och ammonium som finns bundet till markpartiklarna i skogarnas jordar analyserades dessa för nitrat- och nitritkväve samt ammoniumkväve. Jord från de olika provplatserna vägdes in i polyetenburkar och till jorden sattes 100 ml 1 M kaliumkloridlösning. Från den organiska horisonten vägdes 5,00 gram in och från de övriga horisonterna vägdes 10,00 gram in. Burkarna med jord och kaliumkloridlösning skakades i två timmar för fullständig omblandning och filtrerades sedan. Ett blankprov gjordes genom att skaka och filtrera 100 ml 1 M kaliumklorid. Analyserna av nitrat- nitritkväve och ammoniumkväve gjordes på samma extraktionslösningar. Analyserna av ammoniumkväve och nitrat- och nitritkväve gjordes med en Aquatec 5400 Analyser, som analyserar ämnena spektrofotometriskt. Metoden som användes var metoden för analys av havsvatten.

För analysen av nitrat- och nitritkväve användes 1 M kaliumkloridlösning som grundlösning och som reagenslösningar användes sulfanilamidlösning (1 g $C_6H_8N_2O_2S/l$), NED-lösning (1 g $C_{12}H_{14}N_2 \cdot 2HCl /l$) och 5 M ammoniumkloridlösning. Standardlösningar med koncentrationerna 0, 25, 50, 100, 200, 500 och 1000 $\mu g NO_3^- NO_2-N/ l$ tillreddes från en stamlösning på 10 mg $NO_3^-NO_2-N/l$. Nitrat- nitritkväve mättes vid våglängden 540 nm.

Vid analysen av ammoniumkväve användes 1 M kaliumklorid som grundlösning. Som reagens användes 0,5 M natriumhydroxid och som indikatorlösning användes en lösning bestående av 1g indikator med en tillsats av 0,1 M natriumhydroxid. Standardlösningar med koncentrationerna 0, 50, 100, 200, 500, och 1000 $\mu g NH_4-N/liter$ tillreddes från en stamlösning på 10 mg NH_4-N/l . Ammoniumkväve mättes vid våglängden 590 nm.

3.3.2 Bestämning av pH

Bestämning av pH i horisontproven samt i gropproven gjordes enligt SS-ISO 10 390 med destillerat vatten. Detta skedde genom att väga in 10 ml av varje jordprov i plastburkar och till var och en av dessa tillsätta 50 ml destillerat vatten. Därefter skakades proven i 5 min varefter de fick stå och stabiliseras i 15 timmar. Proven skakades och därefter mättes pH i den suspenderande lösningen med en pH M82 standard pH-meter.

3.3.3 Analys av utbytbar aciditet

Den utbytbara aciditeten, summan av de utbytbara sura jonerna H^+ och Al^{3+} , analyserades genom titrering med natriumhydroxid. Extraheringen av de sura jonerna skedde med överskott av bariumjoner. Från samtliga horisonter vägdes 10,00 gram jord in. Till jorden sattes 100 ml 0,1 M $BaCl_2$, proven skakades i två timmar för tillräcklig omblandning och filtrerades sedan genom ett 00K filter. Ett blankprov med $BaCl_2$ där ingen tillsats av jord skedde behandlades på samma sätt. Sedan togs 20,0 ml av extraktionslösningarna och titrerades med NaOH upp till pH 7,00. Lösningarna från proven tagna i O-, A-, E- och B-

horisonterna titrerades med 0,02 M NaOH och lösningarna från proven tagna i C-horisonen titrerades med 0,002 M NaOH.

3.3.4 Analys av utbytbara baskatjoner

Extraktionen av baskatjoner skedde på samma sätt som extraktionen av de utbytbara sura jonerna H^+ och Al^{3+} (se avsnitt ovan för beskrivning) och halterna av baskatjonerna Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ och Na^+ , analyserades med atomabsorptionsspektrometri (Varian Spectra AA 55).

Vid analysen av kalcium användes en kalciumlampa och våglängden 422,7 nm enligt svensk standard SS 02 81 61. Som förbränningsgas användes acetylen och som oxidationsgas användes lustgas. Flamman var reducerande. Kalibreringslösningar med kalciumkoncentrationer på 0,1 mg/l, 0,2 mg/l, 0,5 mg/l, 1,0 mg/l och 2,0 mg/l tillreddes från en stamlösning med koncentrationen 1000 µg Ca/ml. Till 10 ml av provlösningarna och kalibreringslösningarna tillsattes 0,5 ml 1M kaliumkloridlösning.

Analysen av magnesium skedde enligt svensk standard SS 02 81 61 med en magnesiumlampa och våglängden 285,2 nm. Förbränningsgasen som användes var acetylen och oxidationsgasen var luft. Lågan var oxiderande. Kalibreringslösningar med magnesiumkoncentrationer 0,2 mg/l, 0,4 mg/l, 0,8 mg/l och 1,0 mg/l tillreddes från en stamlösning med Mg-koncentrationen 1000 µg/ml.

Natrium och kalium analyserades enligt svensk standard SS 02 81 60. Natrium- och kaliumkoncentrationerna bestämdes med emission. Vid analysen användes acetylen som förbränningsgas och luft som oxidationsgas. Flamman var oxiderande. Kalibreringslösningar med natrium- och kalciumkoncentrationer på 0,1 mg/l, 0,2 mg/l, 0,5 mg/l och 1,0 mg/l tillreddes från stamlösningar med koncentrationerna 1000 µg/ml. Till 20 ml provlösning och kalibreringslösning tillsattes 0,4 ml cesiumkloridlösning (100 g Cs/l)

3.3.5 Analys av totalkväve och totalkol

Analysen av totalkväve och totalkol genomfördes av miljöforskningslaboratoriet på Sveriges lantbruksuniversitet i Uppsala. Analysen gjordes med en elementaranalysator. Totalkväve och totalkol analyserades i jord från O- och B-horisonen i de tre delområdena.

3.4 BEARBETNING AV ANALYSSVAR

3.4.1 Omvandling

Koncentrationen av de analyserade ämnena i extraktionslösningarna räknades om för att få resultaten av koncentrationen i respektive jordprov. Resultaten från analysen av ammoniumkväve och nitrat- och nitritkväve räknades om till enheten mg NH_4-N/kg torr jord respektive mg $NO_3^-NO_2^-N/kg$ torr jord enligt formeln i bilaga 2, med värden på

torrsubstansfaktor enligt bilaga 3. Analyssvaren på kalcium, magnesium, kalium och natrium gavs i mg/l extraktionslösning och detta räknades om till milliekvivalenter per 100 g torr jord, i SI-enheter cmol_c/kg torr jord, enligt formeln i bilaga 2. Även den utbytbara aciditeten beräknades om till cmol_c/kg torr jord. Basmättnadsgraden beräknades sedan från koncentrationerna av utbytbara baskatjoner och utbytbar aciditet enligt formel i bilaga 2.

3.4.2 Statistik

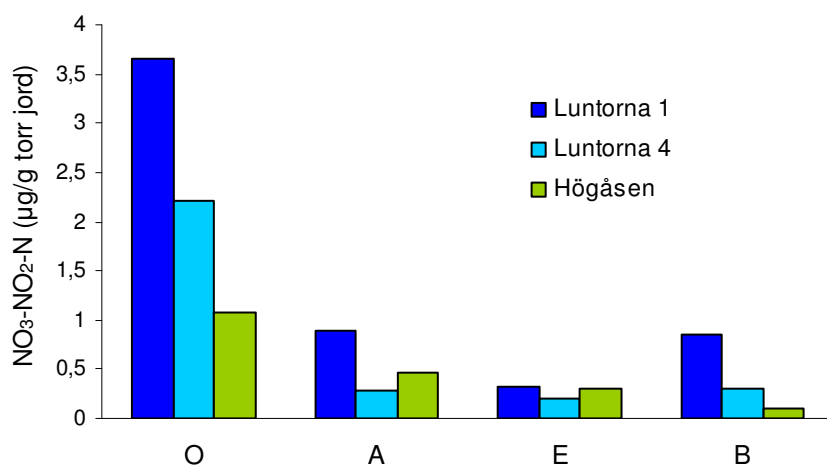
För att se om skillnaden mellan de två skogsområdena var statistiskt signifikant användes ett t-test där signifikansen testades på 95 % konfidensnivå. Den statistiska analysen genomfördes på skillnaden i basmättnadsgrad, ammoniumkoncentration, nitratkoncentration och pH i de tre djupare skikten i marken. Statistisk analys gjordes inte på horisontproven eftersom dessa inte fanns i upprepade exemplar.

4 RESULTAT

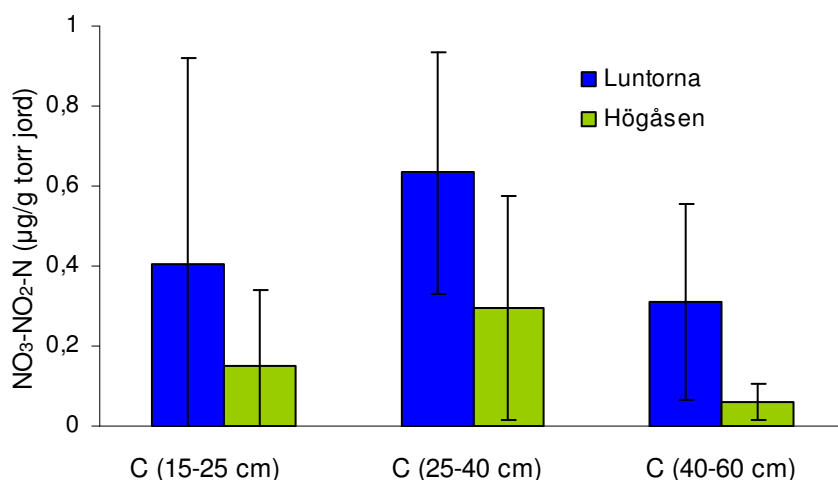
Nedan följer en sammanställning av resultaten från de olika markkemiska analyserna. Vid jämförelsen mellan de olika områdena användes resultaten från de 4 översta horisonterna till att jämföra markkemin i delområdena Luntorna 1, Luntorna 4 och Högåsen. Resultaten från C-horisonten i Luntorna representerade delområde Luntorna 1 och jämfördes med resultaten från C-horisonten i Högåsen.

4.1 NITRAT- OCH NITRITKVÄVE

Halten av nitrat- och nitritkväve i proven från de 4 översta horisonterna i Luntorna 1, Luntorna 4 och Högåsen uppvisade inget tydligt mönster vad gäller skillnader mellan de olika delområdena. I Figur 10 visas halterna i de olika horisonterna i respektive delområde. Halterna var högst i den organiska horisonten i samtliga delområden och minskade nedåt i marken och ökade åter något i B-horisonten i proven från Luntorna. Jorden från Luntorna 1 uppvisade högre nitrat- och nitrithalter än jorden från Luntorna 4 och Högåsen i samtliga horisonter. Denna skillnad är dock inte statistiskt säkerställd. Nitrat- och nitrithalten i proven från C-horisonten uppvisade ingen signifikant skillnad mellan de två skogsområdena, se Figur 11, likväl hade Luntorna ett högre medelvärde på samtliga djup. Det visade sig vara stor variation i nitrat- och nitrithalterna mellan groparna från samma område och särskilt en av groparna i Luntorna visade sig ha högre halter av nitrat- nitritkväve på alla djup än övriga gropar. I en av groparna från Högåsen var det mycket låga halter och på djupet 15-25 cm låg den till och med under detektionsgränsen för mätinstrumentet. En sammanställning av samtliga resultat på halterna av nitrat- och nitritkväve kan ses i bilaga 4.



Figur 10 Uppmätt nitrat- och nitritkvävehalt i O, A, E och B-horisonten i Luntorna 1, Luntorna 4 och Högåsen.

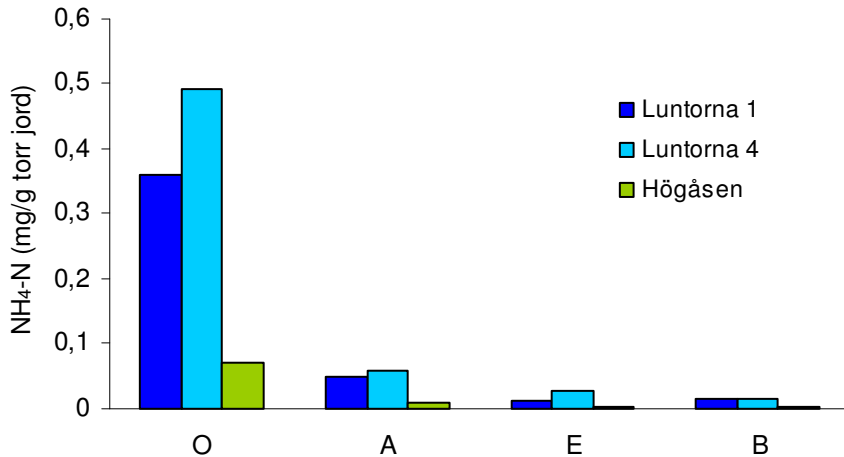


Figur 11 Medelvärde och standardavvikelse för nitrat- och nitritkvävehalter för tre prov från tre olika djup i C-horisonten i Luntorna respektive Högåsen. (N=3)

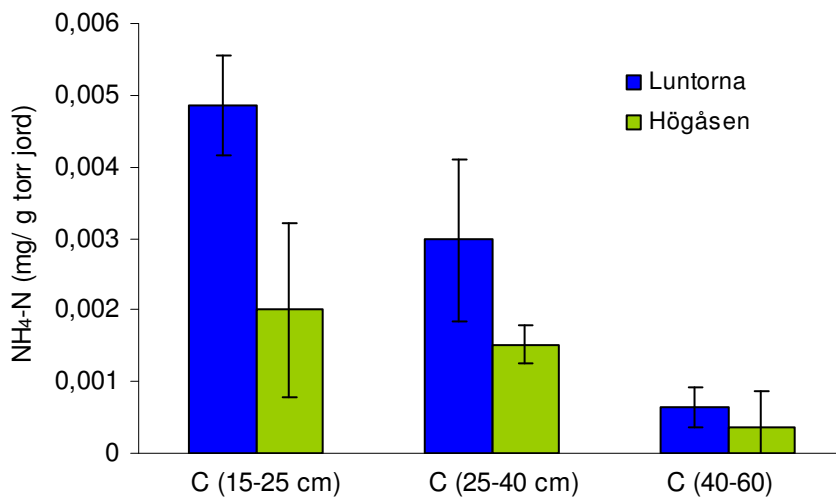
4.2 AMMONIUMKVÄVE

Analyserna av jordproven antydde att halten av ammonium var högre i jorden i Luntorna än i Högåsen. Koncentrationen i alla horisonter i delområde 1 och 4 i Luntorna var högre än i motsvarande horisonter i Högåsen (Figur 12). Luntorna 4 uppvisade högre ammoniumkoncentrationer än de två andra områdena i de översta tre horisonterna. I samtliga delområden uppmättes de största halterna av ammoniumkväve i den organiska horisonten. En signifikant skillnad i ammoniumkoncentration mellan jorden i Luntorna och i Högåsen kunde konstateras i de översta djupen i C-horisonten, där luntorna visade sig ha högre ammoniumkoncentration än Högåsen, se Figur 13. Koncentrationen

minskade nedåt i marken och på 40-60 centimeters djup var det liknande koncentrationer i jorden från Luntorna och Högåsen. Exakta värden på uppmätt ammoniumkoncentration i samtliga horisonter finns presenterade i bilaga 5.



Figur 12 Uppmätt ammoniumkvävehalt i O, A, E och B-horisonten i Luntorna 1, Luntorna 4 och Högåsen.

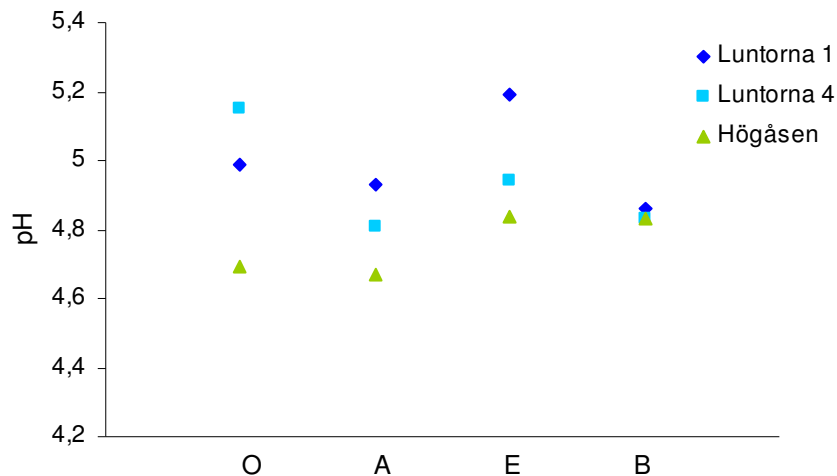


Figur 13 Medelvärde och standardavvikelse för ammoniumkvävehalter för tre prov från 3 olika djup i C-horisonten i Luntorna respektive Högåsen. (N=3)

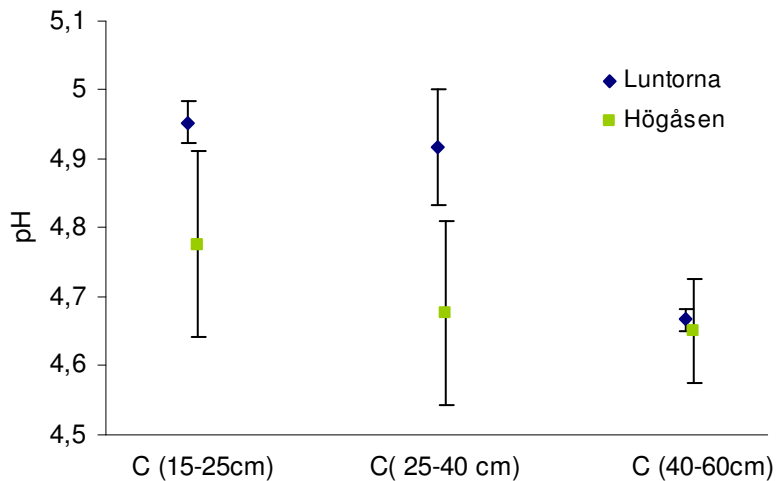
4.3 pH

De uppmätta pH-värdena i horisontproven visade att det var något surare förhållanden i Högåsen än i Luntorna, särskilt i de övre horisonterna (Figur 14). Med undantag av O-horisonten i Luntorna 4 och E-horisonten i Luntorna 1 så översteg inte pH värdet 5,0 på någon av provplatserna. Resultaten av pH-mätningarna i proven tagna i C-horisonten

visade att det på djupen 15-25 cm och 25-40 cm är signifikant högre pH i Luntorna än i Högåsen (Figur 15). På det större djupet var det i det närmaste samma pH i de två skogsområdena.



Figur 14 Uppmätt pH-värde i O, A, E och B-horisonten i Luntorna 1, Luntorna 4 och Högåsen.



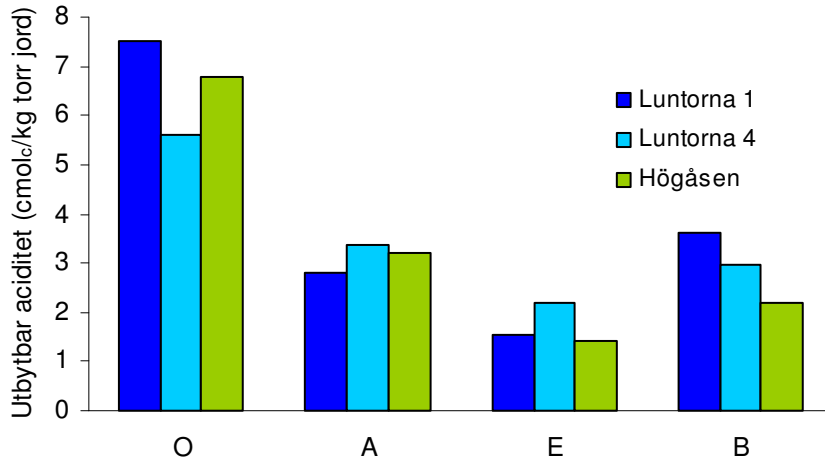
Figur 15 Medelvärde och standardavvikelse för pH för tre prov från 3 olika djup i C-horisonten i Luntorna respektive Högåsen. (N=3)

4.4 UTBYTBARA KATJONER

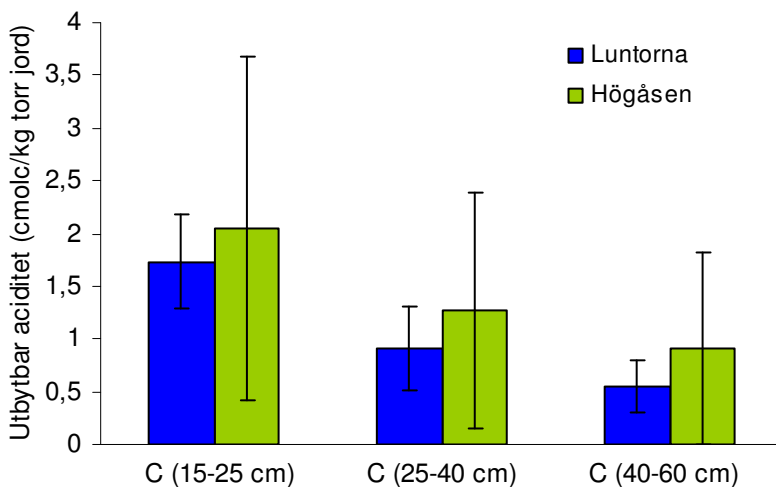
4.4.1 Utbytbar aciditet

Den utbytbara aciditeten var störst i den organiska horisonten i alla tre delområden och minskade med djupet ned till och med E-horisonten och ökade något till B-horisonten

(Figur 16). I C-horisonten minskade återigen aciditeten med djupet (Figur 17). I de fyra översta horisonterna fanns inget tydligt mönster mellan de olika områdena, men på samtliga djup i C-horisonten hade Högåsen en större utbytbar aciditet än luntorna. Skillnaden var dock inte statistiskt signifikant.



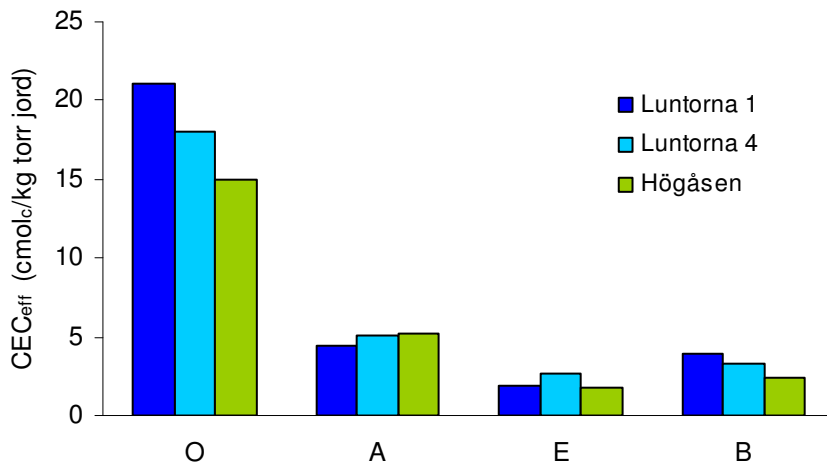
Figur 16 Utbytbar aciditet i O, A, E och B-horisonten i Luntorna 1, Luntorna 4 och Högåsen.



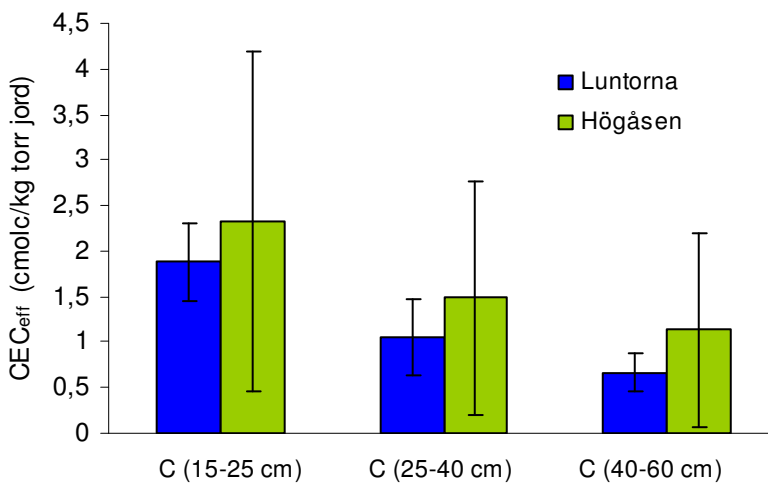
Figur 17 Medelvärde och standardavvikelse för den utbytbara aciditeten för tre prov från 3 olika djup i C-horisonten i Luntorna respektive Högåsen. (N=3)

4.4.2 Katjonbyteskapacitet

Katjonbyteskapaciteten följde ett liknande mönster som den utbytbara aciditeten. Den effektiva katjonbyteskapaciteten var i O- och B-horisonten högre i Luntorna än i Högåsen. I dessa horisonter var även skillnaden mellan Luntorna 1 och Luntorna 4 den samma, att Luntorna 1 hade högre CEC_{eff}. I C-horisonten minskade katjonbyteskapaciteten med djupet och i Högåsen var den högre än i Luntorna precis som för den utbytbara aciditeten (Figur 19).



Figur 18 Beräknad katjonbyteskapacitet i O, A, E och B-horisonten i Luntorna 1, Luntorna 4 och Högåsen.

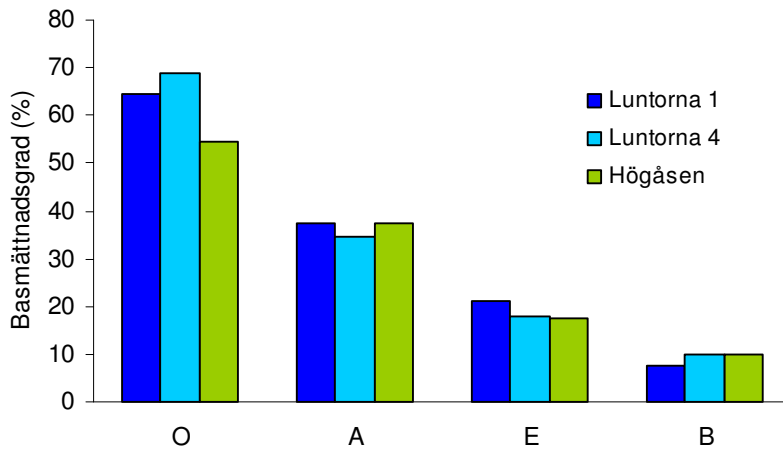


Figur 19 Medelvärde och standardavvikelse för katjonbyteskapaciteten (CEC_{eff}) för tre prov från 3 olika djup i C-horisonten i Luntorna respektive Högåsen. (N=3)

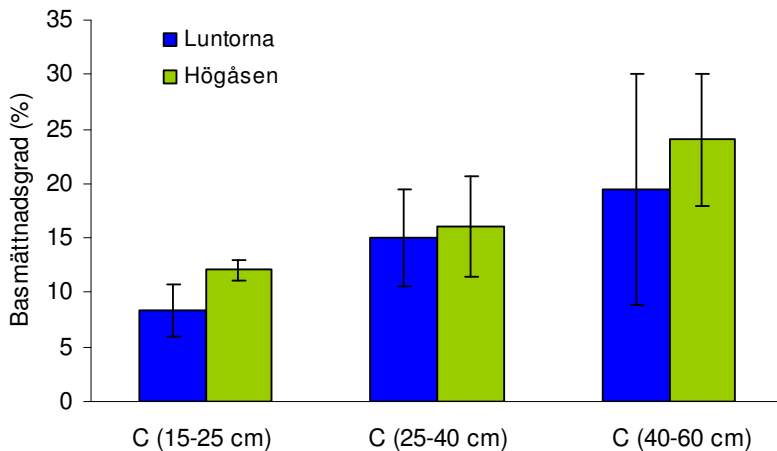
4.4.3 Basmättnadsgrad

Liksom för tidigare presenterade resultat kunde ingen tydlig skillnad mellan de olika delområdena konstateras vad gäller basmättnadsgraden, se Figur 20. Basmättnadsgraden var högst i den organiska horisonten främst på grund av höga halter av kalcium som vanligen finns i stora mängder i den organiska horisonten. I A-horisonten hade kalcium fortfarande störst inverkan på basmättnadsgraden men i de lägre horisonterna var koncentrationerna av de olika baskatjonerna relativt lika, se bilaga 6 för värden på enskilda baskatjoners koncentration i de olika horisonterna. I C-horisonten hade Högåsen en något högre basmättnadsgrad på samtliga djup men endast i det översta skiktet var skillnaden statistiskt signifikant (Figur 21). Basmättnadsgraden ökade med djupet i C-

horisonten, vilket var en följd av att den utbytbara aciditeten minskade samtidigt som koncentrationen av de utbytbara baskatjonerna inte ändrades nämnvärt. Samtliga värden på utbytbara baskatjoner och utbytbar aciditet kan ses i bilaga 5 och 6.



Figur 20 Uträknad basmettnadsgrad (%) i O, A, E och B-horisonten i Luntorna 1, Luntorna 4 samt Högåsen.



Figur 21 Medelvärde och standardavvikelse för basmettnadsgraden för tre prov från 3 olika djup i C-horisonten i Luntorna respektive Högåsen. (N=3)

4.5 KOL- KVÄVEKVOT

Resultatet på analysen av kol- kvävekvoten visas i Tabell 4. I Luntorna 4 var kol- kvävekvoten lägre än i Luntorna 1 och Högåsen både i den organiska horisonten och i mineraljorden. Samtliga provplatser hade en kol- kvävekvot på mellan 25 och 30, vilket inte var så lågt som förväntat med tanke på de höga nitrathalter som uppmätts i grundvattnet i områdena.

Tabell 4 Uppmätta värden på totalkolhalt och totalkvävehalt samt beräknade värden på kol- kvävekvoten i O- och B-horisonten i Luntorna 1, Luntorna 4 och Högåsen

Provplats	Horisont	Totalkol (%)	Totalkväve(%)	C:N-kvot
Luntorna 1	O	40,4	1,41	29
”	B	3,35	0,13	26
Luntorna 4	O	38,1	1,39	27
”	B	2,79	0,11	25
Högåsen	O	33,6	1,2	28
”	B	2,69	0,1	27

4.6 SAMMANFATTADE RESULTAT

För att få en tydligare bild av vilka skillnader som fanns mellan Luntorna och Högåsen ges nedan en sammanfattning av alla ovanstående resultat (Tabell 5). Det som visas i tabellen är förhållandet mellan Högåsen och Luntorna för de resultat som redovisats ovan och även resultaten från mätningarna av nitrathalt i grundvattnet och analyserna av NRA som genomförts tidigare i området.

Tabell 5 I tabellen har det skogsområde som enligt analyserna har högst halter av ett visst ämne i flertalet horisonter markerats med + . Där skillnaden mellan områdena inte har varit markant har bägge områden markerats med streck. I jämförelsen nedan representerar Luntorna bägge delområden eftersom förhållandena mellan Högåsen och de två delområdena i Luntorna varit relativt lika.

	Luntorna	Högåsen
Tidigare undersökningar		
Nitrat i grundvattnet		+
NRA i gräset		+
Analys av marken i denna studie		
Nitrat- nitritkväve	+	
Ammoniumkväve	+	
Kol- kvävekvot	-	-
pH (+ = högre pH)	+	
Utbytbar aciditet	-	-
Katjonbyteskapacitet	-	-
Basmättnadsgrad	-	-

5 DISKUSSION

Hypotesen som det arbetats efter i den här studien var att skillnaderna mellan jorden i Luntorna och Högåsen skulle vara sådana att det var mer gynnsamma förhållanden för nitrifikation i Högåsen än i Luntorna, vilket skulle ha gett upphov till de högre halter av nitrat som observerats i grundvattnet i Högåsen. De resultat som fått representerar marken i de två områdena vid tillfället för avverkningen och kan bara ge en bild av hur markens egenskaper i samband med avverkningen inverkar på den efterföljande nitratbildningen. Slutsatser av resultaten måste dras med hänsyn till att ingen statistisk analys har utförts på analyserna från proven i O-, A-, E och B-horisonten, utan bara på de olika djupa proven i C-horisonten.

5.1 JÄMFÖRELSEN AV LUNTORNA OCH HÖGÅSEN

De analyser som genomförts visar att tydligast skillnader mellan Luntorna och Högåsen fanns i markens nitrat- och ammoniumhalter och i markens pH (Tabell 5). De observerade skillnaderna i kvävehalt i marken i Högåsen jämfört med Luntorna var något överraskande. Luntorna uppvisade högre halter av både nitrat- och nitritkväve och ammoniumkväve i flertalet horisonter vilket inte var väntat med tanke på att det var i Högåsen det observerats högre nitrathalter i grundvattnet. Även pH i markerna visade på omvända resultat med tanke på hypotesen. I Luntorna var pH generellt högre än i Högåsen, och eftersom nitrifikation gynnas av höga pH (Persson och Wirén 1995), skulle detta ge Luntorna bättre förutsättningar för nitrifikation. Även ammoniumhalterna tyder på att det skulle vara större risk för nitrifikation i marken i Luntorna eftersom halterna var så pass mycket högre där än i Högåsen. Det finns således mer ammonium som kan nitrifieras i marken i Luntorna. Både i Luntorna och i Högåsen fanns det 10 till 100 gånger mer ammonium än nitrat i marken vilket indikerar att halterna av ammonium inte var begränsande för nitrifikation i något av områdena. Att det uppmättes både högre ammoniumhalter och högre pH i marken i Luntorna än i Högåsen kan betyda att det trots allt sker en större nitrifikation i Högåsen vilket skulle ge både lägre ammoniumhalter och lägre pH.

Det är troligt att halterna av ammonium och nitrat i de olika områdena påverkades av den årstid som jordproven togs i. Som tidigare nämnts togs proven i Luntorna på våren och i Högåsen på hösten. Mängden ammonium som finns i jorden ackumuleras i jorden under vintern och är störst på våren (Vanhala 2002). Även mängden nitrat är störst i marken på våren och minskar sedan under växtsäsongen. Att det uppmättes mycket högre halter av både ammonium och nitrat i Luntorna än i Högåsen kan således bero på att det förekommer en naturlig årstidsvariation i dessa ämnens förekomst i marken. Enligt Vanhala (2002) var halterna av ammonium i marken upp till 4 gånger större på våren än senare under sommaren och hösten. I detta försök var halterna av ammonium i marken i Luntorna, där jorden samlades in på våren, ca 3-5 gånger större än i Högåsen. Skillnaden kan kanske inte helt tillskrivas årstidsvariationen, men att skillnaden förstärktes av årstidsberoende faktorer kan inte uteslutas.

Av mätningarna av totalkol och totalkväve framgår att kol- kväveknoten i O-horisonten inte är exceptionellt låg i något av områdena. Med tanke på att det var så pass höga halter

av nitrat i grundvattnet skulle det inte vara konstigt med en kol- kväveknot på under 25, vilket ökar risken för nitratutlakning markant (Tabell 2). Det granskogsområde som har visat sig ha störst kväveutlakning i Halland, Harplinge, hade en kol- kväveknot som låg under 20 (Nohrstedt m.fl. 1996), men detta var i ett oavverkat område. Detta område hade trots att det inte var avverkat årsmedelvärden för nitrat i markvattnet på 9 mg/l. Många av de undersökningar som gjorts om kol- kväveknoten i skogsmarker behandlar mark som är oavverkad (Dise m.fl. 1998, Gunderssen m.fl. 1998) och dessas gränsvärden på kol- kväveknotens inverkan på nitratutlakning behöver inte vara direkt översättbara till avverkad skogsmark. Nitratutlakningen ökar efter avverkning på grund av andra faktorer än just kol- kväveknoten. Kol- kväveknoten låg under 30 i O-horisonten i båda områden, vilket ändå indikerar en måttligt förhöjd risk för nitrifikation och nitratutlakning. Jämfört med skogar i närliggande områden är siffran normal. Nästan hälften av skogsmarkerna i Halland har en kol- kväveknot som ligger mellan 25 och 30 och kol- kväveknoten i en tredjedel av skogsmarkerna ligger under 25 (Jacks och Norrström 2004). Kol- kväveknoten i den organiska horisonten var något lägre i Högåsen än i ena delområdet i Luntorna och något högre än i det andra delområdet, vilket tyder på att mängden kväve i förhållande till kol i marken i det här fallet inte varit den avgörande faktorn för den större nitratutlakningen.

Eftersom det innan avverkningen verkar ha varit mer gynnsamma förhållanden för nitrifikation i Luntorna än i Högåsen men Högåsen ändå uppvisar högre halter i vattnet verkar det som att det är något annat än nitrifikation som gjort att nitralthalterna var högre i grundvattnet i Högåsen. Den effektiva katjonbyteskapaciteten var något högre i Luntorna än i Högåsen, och även ammonium verkade binda i stor utsträckning till marken i Luntorna. Marken i Luntorna kan således ha en större förmåga att binda till sig ämnen vilket gör att de inte kommer ut i marklösningen och ner till grundvattnet lika lätt. Detta skulle kunna förklara att Högåsen uppvisade högre nitralthalter i grundvattnet. När det gäller basmättnadsgraden hittades inga tydliga skillnader mellan områdena. Basmättnadsgraden var normal för att ligga i detta område i Sverige (Sjöstedt 2001).

Jämförelsen av områdenas bestånd och tidigare användningsområde visade att skogarna var lika även i detta avseende. De planterade ungefär samtidigt och avverkades samma år, Högåsen är däremot enligt ståndortsindex en bördigare skog än Luntorna (ståndortsindex G34 i Högåsen och G32 i Luntorna). På en bördigare mark får skogen mer biomassa eftersom marken har ett större näringsinnehåll. När skogarna avverkades lämnades grenar och kvistar kvar till en början. I Högåsen som hade mer biomassa borde det ha funnits mer grenar och rötter kvar efter avverkningen som sedan kan brytas ned och återföra mer kväve till marken som kan mineraliseras och nitrifieras. Nitrifikation sker lättare i en bördig mark med högre pH (Priha och Smolander 1998). Den här studien visade på att pH var högre i Luntorna än i Högåsen men som tidigare nämnts kan resultaten påverkas av att markproverna är tagna vid olika årstider. När det gäller pH i marken kan det vara så att marken på hösten har ett lägre pH på grund av att tillväxt, som sker under sommaren, är en försurande process samt att nitrifikation som skett under sommarhalvåret försurat marken.

Det kan naturligtvis vara skillnad i den mikrobiella aktiviteten i de olika markerna. Floran av nitrifierande bakterier kan vara större i Högåsen än i Luntorna. I den här studien har inget försök genomförts på hur stor nitrifikationskapaciteten i respektive jord är. Ett sådant försök skulle kunna ge ytterligare upplysningar om varför nitratutlakningen verkar vara större i Högåsen än i Luntorna. Något som pekar mot att aktiviteten av de nitrifierande bakterierna skulle kunna vara högre i Högåsen än i Luntorna är områdenas olika lutningar. I Högåsen är det en sydlig sluttning som leder ner till våtmarkerna där nitratmätningarna i grundvattnet gjordes. I Luntorna 1 och Luntorna 4 däremot är sluttningen västlig respektive nordvästlig. En sydlig sluttning får en större instrålning av sol och därmed en högre marktemperatur än en nordlig och en västlig sluttning. Den högre temperaturen ger ett gynnsammare klimat för nitrifikationsbakterierna och mer nitrat bildas genom nitrifikation. Detta kan vara en av orsakerna till att halterna av nitrat blev högre i Högåsen än i Luntorna.

Nitrathalterna i grundvattenrören beror även på hur vattenflödena i avrinningsområdet går. Grundvattenrören där nitrathalterna har mätts är installerade i hyggena vid övergången till våtmarken och nitratnivåerna i vattnet som samlas upp där beror på varifrån det grundvattnet kommer. Eftersom det är så stor spatial variation i markens innehåll av ämnen så påverkas halterna i grundvattenrören av vilka vägar som vattnet tagit på väg mot grundvattenrören. Vattnet i grundvattenrören kan komma från delar av områdena som har antingen hög eller låg nitratkoncentration. Detta kan ge upphov till att olika höga och låga koncentrationer uppkommer i grundvattenrören. Det är svårt att avgöra hur grundvattenströmningarna i områdena går eftersom den enda information om områdena som finns är information om topografin i form av kartor. Även grundvattenytans nivå i områdena kan ha betydelse för nitratutlakningen. Djupet på den omrättade zonen där största delen av nitrifikationen sker (i de övre horisonterna) avgör hur pass snabbt och lätt ämnen transporteras ned till grundvattnet. Det är större chans att nitrat hinner försvinna på annat sätt, t.ex. via växtupptag eller att det binder till ämnen i marken, innan det når grundvattnet om den omrättade zonen är stor än om djupet ner till grundvattenytan är litet. Mätningar av grundvattennivåerna i områdena har utförts i anslutning till våtmarkerna i respektive område men inte i hyggena där jordproven samlades in. Skulle det vara så att Luntornas grundvattenyta ligger lägre än i Högåsen kan detta leda till att nitrat som bildas i Luntorna hinner tas upp innan det når grundvattnet och transporteras vidare till grundvattenrören där halterna mättes.

5.2 JÄMFÖRELSEN AV DELOMRÅDEN INOM LUNTORNA

Vid jämförelsen av markproverna från Luntorna 1 och Luntorna 4 hittades inga större skillnader. Det var i grundvattenrören i anslutning till området Luntorna 4 som den tidigare undersökningen visade på allra lägst nitrathalter. Trots detta var det i Luntorna 4 som den lägsta kol- kväveknoten konstaterades, vilket säger att den inte hade en avgörande roll för nitratutlakningen från områdena. Nitrathalterna var högre i marken i Luntorna 1 än i Luntorna 4 och ammoniumhalten var istället högre i Luntorna 4. De högre ammoniumhalterna indikerar att en större nitrifikation är möjlig i Luntorna 4, vilket inte har skett. I basmättnadsgrad och pH var skillnaderna varierande beroende på horisont, men skillnaderna var inte särskilt stora i någon av horisonterna. I dessa två

delområden finns inget annat än skillnaden i markkemin att göra en bedömning efter och den visar endast på skillnader i det oorganiska kväveinnehållet, vilket tyder på att andra faktorer än de analyserade har haft störst inverkan på nitrathalterna i grundvattnet. Även i dessa området kan de hydrologiska förhållandena ha spelat en viktig roll för vilka kvävehalter som uppmätts i grundvattnet.

5.3 OSÄKERHETER I PROVATERIAL OCH ANALYSER

De analyser som gjorts av O-, A-, E- och B-horisonten gjordes på ett samlingsprov från varje horisont. Varje delprov representerar ett medelvärde av 15-20 delprov för varje horisont i respektive område, men ingen standardavvikelse har kunnat beräknas. Detta gör att slutsatser får dras försiktigt från dessa värden. Proven från C-horisonten gjordes i tre upprepningar vilket är tillräckligt för att statistiskt kunna jämföra områdena, men resultaten hade blivit säkrare om det funnits fler jordprov att analysera. Vid markanalyser är det generellt sett viktigt att ta många jordprover eftersom marken är heterogen och kan uppvisa mycket varierande resultat på bara ett par meters avstånd. Resultaten från den här studien visar på stora lokala variationer i marken i områdena och fler prov skulle avsevärt underlätta utvärderingen av områdenas markkemi.

Markproven är tagna på våren i Luntorna och på hösten i Högåsen vilket är en stor osäkerhetskälla. Markens innehåll av vissa ämnen varierar med årstiden på grund av växtlighet och mikroorganismers olika aktivitet i marken. De största skillnaderna i markkemin hittades mellan Luntorna och Högåsen trots att skillnaderna i nitrathalt i grundvattnet mellan Luntorna 1 och Luntorna 4 var lika stora som mellan Luntorna och Högåsen. Detta pekar mot att det hade stor betydelse för försöket att jordproven togs vid olika årstider.

En ytterligare orsak till osäkerhet är att jag personligen inte har varit i skogarna. Ett platsbesök i respektive område hade underlättat att resonera kring t.ex. hur grundvattnet kan tänkas röra sig. En orsak till osäkerheter är även just bristen på data om hydrologin uppe i hyggesmarken där jordproven har tagits.

Vid analysen av den utbytbara aciditeten användes manuell titrering vilket kan ge upphov till en osäkerhet vid avläsningen av åtgången titrator. Även omslagspunkten var i detta fall svår att upptäcka eftersom pH-metern inte stabiliserade sig ordentligt efter tillsats av titrator.

6 SLUTSATSER

De skillnader som hittades mellan de två områdena var att pH och halterna av ammonium samt nitrat var högre i marken i Luntorna än i Högåsen. Sammantaget visar resultaten att de markemiska egenskaper som undersökts i den här studien inte helt kan förklara de observerade skillnaderna i nitrathalt som uppmätts i grundvattnet. Vissa slutsatser kan dock dras:

- De lägre halterna av ammonium och lägre pH i marken i Högåsen tyder på att det trots allt sker en större nitrifikation i Högåsen än i Luntorna, eftersom nitrifikation minskar mängden ammonium samt sänker pH.
- Marken i Högåsen är enligt ståndortsindex en bördigare mark än Luntorna vilket ger en större nitrifikation.
- Skillnaderna i ammonium, nitrat och pH mellan områdena har antagligen förstärkts av att jordproven samlats in vid olika årstider.
- Kol- kvävekvoten hade inte som förväntat en avgörande betydelse för nitratutlakningens storlek i dessa områden.
- Att nitralthalterna var högre i marken i Luntorna än i Högåsen men inte i grundvattnet kan ha sin förklaring i att marken i Luntorna har större förmåga att binda till sig kväve vilket leder till att kväve har svårare att transporteras till grundvattnet.
- De hydrologiska förhållandena i områdena kan ha stor betydelse för transporten av ämnen mellan olika delar av områdena.
- Den sydvästliga sluttningen i Högåsen kan ha bidragit till högre marktemperatur, vilket gynnar nitrifikation.

En jämförande studie av de båda områdenas jord vid samma årstid samt en noggrannare utredning om grundvattenförhållandena i områdena skulle göra det möjligt att göra en bättre bedömning av markernas kemi.

7 REFERENSER

- Aber, J.D., Melillo, J.M., 2001. *Terrestrial ecosystems*, 2nd ed., Academic Press, San Diego
- Akselsson, C., Westling, O., 2004. *Kritisk belastning och baskatjonbalanser för skogsmark i Halland*. IVL rapport B1577
- Alexandersson, H., Karlström, C., Larsson-McCann, S., 1991. *Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990 Referensnormaler*. SMHI Meteorologi Nr 81
- Bertills, U., Hanneberg, P., 1995. *Försurningen i Sverige – Vad vet vi egentligen?* Naturvårdsverkets rapport 4421
- Bertills, U., Näsholm, T., 2000. *Effekter av kvävenedfall på skogsekosystem*. Naturvårdsverkets rapport 5066
- Brady, N.C., Weil, R.R., 1999. *The nature and properties of soils*, 12th ed., Prentice Hall, Inc. Upper Saddle River
- Bucht, S., 2002. *Aktiv skogsskötsel*, 2:a uppl. Sydved AB, Jönköping.
- Campbell, N.A., Reece, J.B., Mitchell, L.G., 1999. *Biology*, 5th ed., Benjamin/Cummings, an imprint of Addison Wesley Longman, Menlo Park
- Dise, N.B., Matzner, E., Forsius, M., 1998. Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental pollution* 102, S1 453-456
- Dise, N.B., Wright, R.F., 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest ecology and management* 71, 153-161
- Falkengren-Grerup, U., Linnemark, N., Tyler, G., 1987. Changes in acidity and cation pools of south Swedish soils between 1949 and 1985. *Chemosphere* 16, 2239-2248
- Graham, P.H., Vance, C.P., 2000. Nitrogen fixation in perspective: an overview of research and extension needs. *Field crops research* 65, 93-106
- Gustafsson, J.P., 2002. *Laborations- och övningskompendium i markkemi*. SLU, Uppsala
- Gundersen, P., Callesen, I., de Vries, W., 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental pollution* 102, S1 403-407
- Hallgren-Larsson, E., (red), 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Hallands län*, IVL rapport B 1565
- Högbom, L., Nilsson, U., Örlander, G., 2002. Nitrate dynamics after clear felling monitored by in vivo nitrate reductase activity (NRA) and natural ¹⁵N abundance of *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. *Forest ecology and management* 160, 273-280

- Jacks, G., Norrström, A-C., 2004. Hydrochemistry and hydrology of forest riparian wetlands. *Forest ecology and management* 196, 187-197
- Karlton, E., 1998. *Basketjoner och aciditet i svensk skogsmark – tillstånd och förändringar*. Skogsstyrelsens rapport 5
- Sjöstedt, T., (Uppdragsledare) 2001. Nedfallsmätningar i Hallands län, oktober 1999-2000. ALcontrol laboratories i samarbete med SMHI på uppdrag av referensgruppen för luftvård och Länsstyrelsen i Halland
- Lövblad, G., Persson, C., Roos, E., 2000. *Deposition of base cations in Sweden*.
- Malmström, C., 1939. *Hallands skogar under de senaste 300 åren. En översikt över deras utveckling och sammansättning enligt officiella dokumentets vittnesbörd*. Meddelanden från statens Skogsförsöksanstalt. Häfte 31.
- McGrath, S.P., 1994. Effects of heavy metals from sewage sludge on soil microbes in agricultural ecosystems. Ur Ross M.S., *Toxic Metals in soil-plant systems*. John Wiley & sons, England. Kap 6.
- Nohrstedt H-Ö., 1993. *Den svenska skogens kvävestatus - Redogörelse nr 8*. SkogForsk, Uppsala
- Nohrstedt H-Ö., Ring, E., Klemendtsson, L., Nilsson, Å., 1993. Nitrogen losses and soil water acidity after clearfelling of fertilized experimental plots in a *Pinus sylvestris* stand. *Forest ecology and management* 66, 69-86
- Nohrstedt H-Ö., Sikström, U., Ring, E., Näsholm, T., Högberg, P., Persson, T., 1996. Nitrate in soil water in three Norway spruce stands in southwest Sweden as related to N-deposition and soil, stand and foliage properties. *Canadian journal of forest research* 26, 836-848
- Norrström, A-C., 2002. Även skogen läcker kväve. Ur *Våtmarksboken- skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*, red. Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H. Ekblad & Co, Västerвик
- Nykvist, N., Rosén, K., 1985. Effects of clear-felling and slash removal on the acidity of northern coniferous soils. *Forest Ecology and management* 11, 157-169
- Paavolainen, L., Smolander, A., 1998. Nitrification and denitrification in soil from a clear-cut Norway spruce (*Picea abies*) stand. *Soil biology and biochemistry* 30, 775-781
- Persson, J., Näsholm, T., Högberg, P., 2000. Aminosyror- en ny kvävekälla i skogen. Fakta skog, Nr 14, SLU, Uppsala
- Persson, T., Rudebeck, A., Wirén, A. 1995. Pools and fluxes of carbon and nitrogen in 40-year-old forest liming experiments in southern Sweden. *Water, air and soil pollution* 85, 901-906
- Persson, T., Nilsson, L-O., 2001, *Skogabyförsöket- effekter av långvarig kväve- och svaveltillförsel till ett skogsekosystem*. Naturvårdsverkets rapport 5173
- Persson, T., Wirén, A., 1995. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depth in acid forest soils. *Plant and soil* 168-169, 55-65

- Priha, O., Smolander, A., 1998. Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Soil biology and biochemistry* 31 965-977
- Rudebeck, A., Persson, T., 1998. Nitrification in organic and mineral soil layers in coniferous forests in response to acidity. *Environmental pollution* 102, S1. 377-383
- SGU, 196. Beskrivning till kartbladet Halmstad. Serie Aa n:o 198
- Smolander, A., Priha, O., Paavolainen, L., Steer, J., Mälkönen, E., 1998. Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. *Soil biology and biochemistry* 30, 477-490
- Ste-Marie, C., Paré, D., 1999. Soil pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil biology and biochemistry* 31, 1579-1589
- Strand, V., (red), 2004. Hur mår Halland, Meddelande till länsstyrelsen Halland
- Sverdrup, H., Rosen, K., 1998. Long-term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability. *Forest ecology and management* 110, 221-236
- Tamm, C.O., 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. *Ecological studies* 81, 1-115
- Vanhala, P., 2002. Seasonal variation in the soil respiration rate in coniferous forest soil. Short communication. *Soil biology and biochemistry* 34, 1375-1379
- Vedin, H., 2003. *Sveriges landskapsklimat*. Väder och vatten Nr 6, SMHI
- Wiklander, G., 1980. Utlakning av kväve från skogsekosystem. Ur Rosswall, T. (red) *Processer i kvävetets kretslopp*. Naturvårdsverkets rapport 1213, 226-233
- Wiklander, G., Nordlander, G., Andersson, R., 1991. Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderåsen in southern Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution* 55, 263 - 282
- Örlander, G., Langvall, O., Petersson, P., Westling, O., 1997. *Arealförluster av näringsämnen efter ristäkt och markberedning på sydsvenska hyggen*. Arbetsrapport nr 15, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap.

Internetreferenser

Datum anger det datum då referensen inhämtades.

IVL (2004)

<http://www.ivl.se/miljo/projekt/kron/resultat.asp> (2004-12-21)

MarkInfo (2005a)

<http://www-markinfo.slu.se/sve/mark/jman/humpods.html> (2005-03-11)

MarkInfo (2005b)

<http://www-markinfo.slu.se/sve/kem/cnph/cn.html> (2005-02-17)

MarkInfo (2005c)

<http://www-markinfo.slu.se/sve/kem/cnph/ph.html> (2005-02-17)

Naturvårdsverket (2004a)

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/fororen/overgod/eutro.html> (2004-12-21)

Naturvårdsverket (2004b)

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/fororen/overgod/eutro/godsel.html> (2004-12-21)

Naturvårdsverket (2004c)

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/fororen/kalka/forsur.html> (2004-12-21)

Naturvårdsverket (2005)

<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/fororen/overgod/eutro/nptrend.html> (2005-04-29)

Sveriges miljömål (2004a)

<http://mmu.slu.se/Gus/Pub/IndikatorList.jsp> (2004-)

Sveriges miljömål (2004b)

<http://mmu.slu.se/Gus/Pub/Indikator.jsp?MmID=3&InkID=24&LocType=CC&LocID=SE> (2004-12-21)

Sveriges miljömål (2004c)

<http://mmu.slu.se/Gus/Pub/Indikator.jsp?MmID=7&InkID=51&LocType=CC&LocID=SE> (2004-12-21)

Sveriges miljömål (2004d)

<http://mmu.slu.se/Gus/Pub/Indikator.jsp?LocType=Lan&InkID=35&MmID=3> (2005-02-06)

SCB (2005)

http://www.scb.se/templates/pressinfo____91248.asp (2005-03-17)

Skogforsk (2005)

http://www.skogforsk.se/templates/sf_Product____4592.aspx?sm=1&cpi=2172&ci=33 (2005-03-28)

Vattenportalen (2004)

http://www.vattenportalen.se/fov_problem_eutrofiering.htm, (2004-12-21)

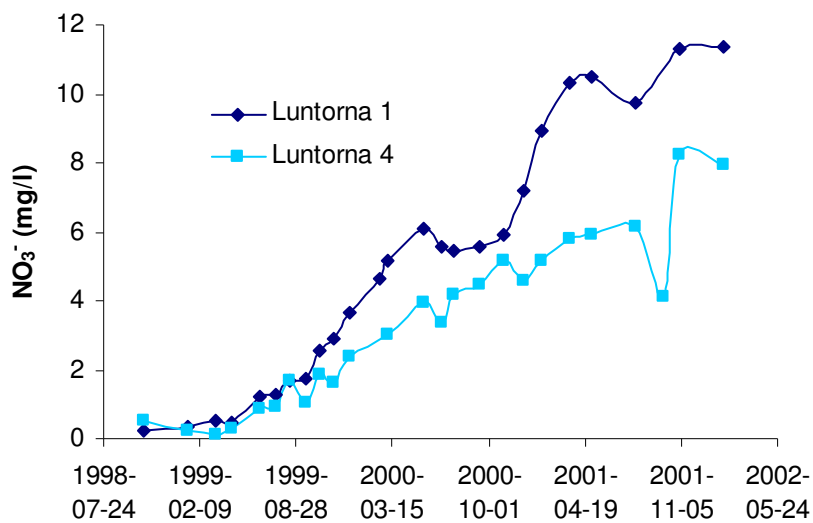
Personliga meddelanden

Norrström, Ann-Catrine., 2005-02-28. Institutionen för Mark- och Vatten, KTH, Stockholm

Svensson, Sven-Olov., 2005-04-11. Tekniska kontoret, Halmstad

Bilaga 1: Resultat av tidigare grundvattenanalyser i Luntorna

Uppmätta halter av nitrat i grundvattenrören i Luntorna 1 och Luntorna 4 (Norrström, opublicerade resultat).



Bilaga 2: Beräkningar av ämneshalterna i jorden

Formler som användes för att beräkna koncentrationen av de analyserade ämnena i jorden från analysresultaten.

Nitrat- och nitritkväve samt ammonium:

$$C = \frac{(a - b) \cdot v}{m \cdot ts}$$

C = koncentration per kg torr jord (mg/ g torr jord)

a = uppmätt halt i extraktionslösningen (mg/l)

b = uppmätt halt i blankprov (mg/l)

v = volym extraktionslösning (l)

m = massa jord (g)

ts = torrsubstansfaktor

Utbytbara baskatjoner:

$$C = \frac{(a - b) \cdot v \cdot s}{m \cdot ts} \cdot \frac{z \cdot 100}{M}$$

C = laddningsekvivalenter per kg torr jord (cmol_e/kg torr jord)

a = uppmätt halt i extraktionslösningen (mg/l)

b = uppmätt halt i blankprov (mg/l)

v = volym extraktionslösning (l)

m = massa jord (g)

ts = torrsubstansfaktor

s = spädningsfaktor

z = jonens laddning

M = jonens molmassa (g/mol)

Utbyttbar aciditet:

$$UA = \frac{(v_a - v_b) \cdot c_t}{1000} \cdot \frac{1000 \cdot 100}{m \cdot ts} \cdot \frac{v_e}{v_t}$$

UA = Utbyttbar aciditet (cmol_c/kg torr jord)

v_e = volym extraktionslösning (l)

v_t = volym titrand (extraktionslösning) (l)

m = massa jord (g)

v_a = åtgång av titrator (NaOH) (ml)

v_b = åtgång av titrator vid titrering av blankprov(NaOH) (ml)

c_t = titratorns koncentration (mol/l)

Basmättnadsgrad:

$$UB = C_{Ca} + C_{Na} + C_K + C_{Mg}$$

$$CEC_{eff} = UA + C_{Ca} + C_{Na} + C_K + C_{Mg}$$

$$BS = \frac{UB}{CEC_{eff}} \cdot 100$$

BS = Basmättnadsgrad (%)

CEC_{eff} = effektiv katjonbyteskapacitet (cmol_c/kg torr jord)

UB = utbytbara baskatjoner (cmol_c/kg torr jord)

UA = utbyttbar aciditet (cmol_c/kg torr jord)

C_{Ca} = laddningsekvivalenter av kalcium (cmol_c/kg torr jord)

C_{Na} = laddningsekvivalenter av natrium (cmol_c/kg torr jord)

C_K = laddningsekvivalenter av kalium (cmol_c/kg torr jord)

C_{Mg} = laddningsekvivalenter av magnesium (cmol_c/kg torr jord)

Bilaga 3: Torrsubstansfaktor och glödgningsrest

Värden på torrsubstansfaktor och glödgningsrest för jorden från O-, A-, E- och B-horisonterna samt jorden från groparna (C-horisonten)

Område	Horisont	Degelvikt (g)	Degel + jord (g)	Efter 105° (g)	Ts-faktor	Efter 550° (g)	Glödgningsrest
Luntorna 1	O	19,135	25,706	21,327	0,334	19,620	0,221
"	A	19,546	31,753	27,453	0,648	26,378	0,864
"	E	19,154	35,115	32,037	0,807	31,563	0,963
"	B	15,424	30,448	26,018	0,705	24,917	0,896
Luntorna 4	O	18,816	25,393	21,184	0,360	19,459	0,272
"	A	17,467	27,085	23,636	0,641	22,602	0,832
"	E	19,222	36,214	32,497	0,781	31,736	0,943
"	B	19,328	39,671	34,968	0,769	34,091	0,944
Högåsen	O	17,145	22,039	19,016	0,382	17,734	0,315
"	A	16,965	24,371	22,292	0,719	21,604	0,871
"	E	17,037	28,008	26,354	0,849	26,005	0,963
"	B	15,923	29,113	26,856	0,829	26,278	0,947
Luntorna grop							
LGr1 15-25	C	24,545	53,017	45,068	0,7208	44,195	0,957
LGr1 25-40	C	21,544	58,268	47,362	0,7030	46,132	0,952
LGr1 40-60	C	26,038	62,702	55,334	0,7990	54,866	0,984
LGr1 60-65	C	17,062	36,157	33,49	0,8603	33,318	0,989
LGr2 15-25	C	22,871	54,453	45,214	0,7075	44,104	0,950
LGr2 25-40	C	13,925	32,991	27,169	0,9646	26,426	0,943
LGr2 40-60	C	26,156	59,245	50,592	0,7385	49,709	0,964
LGr3 15-25	C	26,042	48,373	42,636	0,7431	41,701	0,944
LGr3 25-40	C	24,909	49,191	44,192	0,7941	43,377	0,958
LGr3 40-60	C	18,736	36,878	34,091	0,8464	33,726	0,976
LGr3 60--	C	22,65	47,705	44,275	0,8371	43,893	0,978
Högåsen grop							
HV W 15-25	C	19,546	35,485	31,793	0,7684	31,148	0,947
HV W 25-40	C	19,592	38,43	35,232	0,8302	34,778	0,971
HV W 40-60	C	19,323	39,263	36,314	0,8521	36,079	0,986
HV S 15-25	C	19,398	38,579	32,758	0,6965	31,833	0,931
HV S 25-40	C	18,815	39,176	31,631	0,6294	30,659	0,924
HV S 40-60	C	19,909	46,091	38,433	0,7075	37,250	0,936
HV E 15-25	C	19,011	35,761	31,865	0,7674	31,202	0,948
HV E 25-40	C	19,154	37,411	33,839	0,8043	33,288	0,962
HV E 40-60	C	19,226	41,001	38,003	0,8623	37,740	0,986

Bilaga 4: Resultat från analysen av nitrat- och nitritkväve

Uppmätta halter av nitrat- och nitritkväve i extraktionslösningar från jordproven från Luntorna och Högåsen samt beräknade halter i jorden.

Provplats	Uppmätt NO ₃ -NO ₂ -N (µg/l)	Uppmätt NO ₃ -NO ₂ -N -blank (µg/l)	KCl (ml)	NO ₃ -NO ₂ -N (µg/ 100 ml KCl)	Invägd jord (g)	NO ₃ -NO ₂ -N (µg/g jord)	ts-faktor	NO ₃ -NO ₂ -N (µg/ g torr jord)
Luntorna								
L1 O	68,28	61,03	100	6,10	5,00	1,22	0,33	3,66
L1 A	64,64	57,39	100	5,74	10,00	0,57	0,65	0,89
L1 E	33,67	26,42	100	2,64	10,00	0,26	0,81	0,33
L1 B	68,09	60,83	100	6,08	10,00	0,61	0,71	0,86
L4 O	47,20	39,95	100	3,99	5,00	0,80	0,36	2,22
L4 A	25,02	17,76	100	1,78	10,00	0,18	0,64	0,28
L4 E	22,75	15,50	100	1,55	10,00	0,15	0,78	0,20
L4 B	31,33	24,07	100	2,41	10,00	0,24	0,77	0,31
Högåsen								
H O	27,92	20,66	100	2,07	5,00	0,41	0,38	1,08
H A	41,52	34,26	100	3,43	10,00	0,34	0,72	0,48
H E	33,97	26,72	100	2,67	10,00	0,27	0,85	0,31
H B	15,05	7,79	100	0,78	10,00	0,08	0,83	0,09
Luntorna grop, C								
LGr1 15-25	10,21	2,96	100	0,30	10,00	0,03	0,72	0,04
LGr1 25-40	41,95	34,70	100	3,47	10,00	0,35	0,70	0,49
LGr1 40-60	13,77	6,52	100	0,65	10,00	0,07	0,80	0,08
LGr1 60-65	8,87	1,62	100	0,16	10,00	0,02	0,86	0,02
LGr2 15-25	20,16	12,91	100	1,29	10,00	0,13	0,71	0,18
LGr2 25-40	36,90	29,65	100	2,96	10,00	0,30	0,69	0,43
LGr2 40-60	28,33	21,09	100	2,11	10,00	0,21	0,74	0,29
LGr3 15-25	81,14	73,89	100	7,39	10,00	0,74	0,74	0,99
LGr3 25-40	85,22	77,96	100	7,80	10,00	0,78	0,79	0,98
LGr3 40-60	55,43	48,18	100	4,82	10,00	0,48	0,85	0,57
LGr3 60--	39,37	32,12	100	3,21	10,00	0,32	0,84	0,38
Högåsen grop, C								
HV W 15-25	35,34	28,09	100	2,81	10,00	0,28	0,77	0,37
HV W 25-40	54,98	47,72	100	4,77	10,00	0,48	0,83	0,57
HV W 40-60	9,71	2,46	100	0,25	10,00	0,02	0,85	0,029
HV S 15-25	13,44	6,19	100	0,62	10,00	0,06	0,70	0,09
HV S 25-40	25,85	18,60	100	1,86	10,00	0,19	0,63	0,30
HV S 40-60	15,01	7,75	100	0,78	10,00	0,08	0,71	0,11
HV E 15-25	6,43	0	100	0	10,00	0	0,77	0
HV E 25-40	8,55	1,30	100	0,13	10,00	0,01	0,80	0,02
HV E 40-60	10,49	3,24	100	0,32	10,00	0,03	0,86	0,04
Blank	7,25							

Bilaga 5: Resultat från analysen av ammoniumkväve

Uppmätta halter av ammonium i extraktionslösningar från jordproven från Luntorna och Högåsen samt beräknade halter i jorden.

Provplats	Uppmätt NH4-N (µg / l)	Uppmätt NH4-N -blank (µg/l)	KCl (ml)	NH4-N (µg/ 100 ml KCl)	Invägd jord (g)	NH4-N (µg/g jord)	ts-faktor	NH4-N (µg/ g torr jord)
Luntorna								
L1 O	6031	6016	100	601,6	5,00	120,3	0,3336	361,7
L1 A	3156	3141	100	314,1	10,00	31,41	0,6477	48,49
L1 E	1087	1072	100	107,2	10,00	10,72	0,8072	13,28
L1 B	1175	1160	100	116,0	10,00	11,60	0,7051	16,45
L4 O	8851	8836	100	883,6	5,00	176,7	0,36	490,9
L4 A	3863	3848	100	384,8	10,00	38,48	0,6414	59,99
L4 E	2106	2091	100	209,1	10,00	20,91	0,7813	26,76
L4 B	1124	1109	100	110,9	10,00	11,09	0,7688	14,43
Högåsen								
H O	1372	1357	100	135,7	5,00	27,140	0,3823	70,99
H A	737,6	722,6	100	72,26	10,00	7,226	0,7193	10,05
H E	286,7	271,7	100	27,17	10,00	2,717	0,8492	3,199
H B	269,9	254,9	100	25,49	10,00	2,549	0,8289	3,075
Luntorna grop, C								
LGr1 15-25	422,6	407,6	100	40,76	10,00	4,076	0,7208	5,655
LGr1 25-40	250,0	235,0	100	23,50	10,00	2,350	0,703	3,342
LGr1 40-60	73,90	58,91	100	5,891	10,00	0,589	0,799	0,737
LGr1 60-65	42,72	27,72	100	2,772	10,00	0,277	0,8603	0,322
LGr2 15-25	320,6	305,6	100	30,56	10,00	3,056	0,7075	4,320
LGr2 25-40	284,9	269,9	100	26,99	10,00	2,699	0,6946	3,886
LGr2 40-60	40,25	25,26	100	2,526	10,00	0,253	0,7385	0,342
LGr3 15-25	355,9	340,9	100	34,09	10,00	3,409	0,7431	4,587
LGr3 25-40	150,9	135,9	100	13,59	10,00	1,359	0,7941	1,711
LGr3 40-60	88,73	73,74	100	7,374	10,00	0,737	0,8464	0,871
LGr3 60--	127,5	112,5	100	11,25	10,00	1,125	0,8371	1,344
Högåsen grop, C								
HV W 15-25	115,8	100,8	100	10,08	10,00	1,008	0,7684	1,311
HV W 25-40	153,2	138,2	100	13,82	10,00	1,382	0,8302	1,665
HV W 40-60	23,63	8,630	100	0,863	10,00	0,086	0,8521	0,101
HV S 15-25	251,6	236,6	100	23,66	10,00	2,366	0,6965	3,397
HV S 25-40	119,9	104,9	100	10,49	10,00	1,049	0,6294	1,667
HV S 40-60	81,31	66,31	100	6,631	10,00	0,663	0,7075	0,937
HV E 15-25	113,3	98,31	100	9,831	10,00	0,983	0,7674	1,281
HV E 25-40	112,0	97,05	100	9,705	10,00	0,970	0,8043	1,207
HV E 40-60	21,35	6,353	100	0,635	10,00	0,064	0,8623	0,074
Blank (KCl)	15,00							

Bilaga 6: Resultat från titreringen av utbytbar aciditet

Provplats	NaOH (0,02M) (ml)	NaOH (0,02M) (-blank) (ml)	NaOH (0,002M) (ml)	NaOH (0,002M) (-blank) (ml)	mol sura joner/ g jord ⁵ (*10 ⁻⁵)	ts- faktor	mol sura joner/ g torr jord ⁵ (*10 ⁻⁵)	Utbytbar aciditet (cmol _e /kg torr jord)
Luntorna								
L1 O	2,61	2,51			2,51	0,3336	7,524	7,524
L1 A	1,92	1,82			1,82	0,6477	2,810	2,810
L1 E	1,35	1,25			1,25	0,8072	1,549	1,549
L1 B	2,65	2,55			2,55	0,7051	3,617	3,617
L4 O	2,12	2,02			2,02	0,36	5,611	5,611
L4 A	2,25	2,15			2,15	0,6414	3,352	3,352
L4 E	1,81	1,71			1,71	0,7813	2,189	2,189
L4 B	2,38	2,28			2,28	0,7688	2,966	2,966
Högåsen							0,000	
H O	2,7	2,6			2,6	0,3823	6,801	6,801
H A	2,41	2,31			2,31	0,7193	3,211	3,211
H E	1,32	1,22			1,22	0,8492	1,437	1,437
H B	1,91	1,81			1,81	0,8289	2,184	2,184
Luntorna grop, C								
LGr1 15- 25			12,71	11,71	1,171	0,7208	1,625	1,625
LGr1 25- 40			5,12	4,12	0,412	0,703	0,586	0,586
LGr1 40- 60			3,98	2,98	0,298	0,799	0,373	0,373
LGr1 60- 65			3	2	0,2	0,8603	0,232	0,232
LGr2 15- 25			10,6	9,6	0,96	0,7075	1,357	1,357
LGr2 25- 40			10,37	9,37	0,937	0,6946	1,349	1,349
LGr2 40- 60			7,18	6,18	0,618	0,7385	0,837	0,837
LGr3 15- 25			17,5	16,5	1,65	0,7431	2,220	2,220
LGr3 25- 40			7,21	6,21	0,621	0,7941	0,782	0,782
LGr3 40- 60			4,8	3,8	0,38	0,8464	0,449	0,449
LGr3 60-- Högåsen			4,81	3,81	0,381	0,8371	0,455	0,455
grop, C								
HV W 15- 25			7,55	6,55	0,655	0,7684	0,852	0,852
HV W 25- 40			5	4	0,4	0,8302	0,482	0,482
HV W 40- 60			4	3	0,3	0,8521	0,352	0,352
HV S 15- 25			28,2	27,2	2,72	0,6965	3,905	3,905
HV S 25- 40			17,1	16,1	1,61	0,6294	2,558	2,558
HV S 40- 60			14,9	13,9	1,39	0,7075	1,965	1,965
HV E 15- 25			11,55	10,55	1,055	0,7674	1,375	1,375
HV E 25- 40			7,25	6,25	0,625	0,8043	0,777	0,777
HV E 40- 60			4,51	3,51	0,351	0,8623	0,407	0,407

Bilaga 7: Utbytbara baskatjoner och basmättnadsgrad

Uppmätta halter av kalcium i extraktionslösningarna från jordproven från Luntorna och Högåsen samt beräknad halt i jorden.

Provplats	ts-faktor	Invägd jord (g)	BaCl ₂ (ml)	Ca (mg/l)	Ca (-blank) (mg/l)	Spädningsfaktor	Ca mg / g jord (ts)	cmolc/kg
Luntorna								
L1 O	0,3336	10,00	100	0,75	0,6	125	2,248	11,22
L1 A	0,6477	10,00	100	0,3	0,15	125	0,289	1,445
L1 E	0,8072	10,00	100	0,26	0,08	25	0,025	0,124
L1 B	0,7051	10,00	100	0,24	0,06	25	0,021	0,106
L4 O	0,36	10,00	100	0,72	0,57	125	1,979	9,877
L4 A	0,6414	10,00	100	0,31	0,16	125	0,312	1,556
L4 E	0,7813	10,00	100	0,31	0,13	25	0,042	0,208
L4 B	0,7688	10,00	100	0,26	0,08	25	0,026	0,130
Högåsen								
H O	0,3823	10,00	100	0,56	0,41	125	1,341	6,690
H A	0,7193	10,00	100	0,34	0,19	125	0,330	1,648
H E	0,8492	10,00	100	0,27	0,09	25	0,026	0,132
H B	0,8289	10,00	100	0,24	0,06	25	0,018	0,090
Luntorna grop, C								
LGr1 15-25	0,7208	10,00	100	0,2	0,02	25	0,007	0,035
LGr1 25-40	0,703	10,00	100	0,23	0,05	25	0,018	0,089
LGr1 40-60	0,799	10,00	100	0,25	0,07	25	0,022	0,109
LGr1 60-65	0,8603	10,00	100	0,18	0	25	0,000	0,000
LGr2 15-25	0,7075	10,00	100	0,21	0,03	25	0,011	0,053
LGr2 25-40	0,6946	10,00	100	0,25	0,07	25	0,025	0,126
LGr2 40-60	0,7385	10,00	100	0,21	0,03	25	0,010	0,051
LGr3 15-25	0,7431	10,00	100	0,23	0,05	25	0,017	0,084
LGr3 25-40	0,7941	10,00	100	0,24	0,06	25	0,019	0,094
LGr3 40-60	0,8464	10,00	100	0,27	0,09	25	0,027	0,133
LGr3 60--	0,8371	10,00	100	0,27	0,09	25	0,027	0,134
Högåsen grop, C								
HV W 15-25	0,7684	10,00	100	0,22	0,04	25	0,013	0,065
HV W 25-40	0,8302	10,00	100	0,24	0,06	25	0,018	0,090
HV W 40-60	0,8521	10,00	100	0,24	0,06	25	0,018	0,088
HV S 15-25	0,6965	10,00	100	0,36	0,18	25	0,065	0,322
HV S 25-40	0,6294	10,00	100	0,26	0,08	25	0,032	0,159
HV S 40-60	0,7075	10,00	100	0,32	0,14	25	0,049	0,247
HV E 15-25	0,7674	10,00	100	0,24	0,06	25	0,020	0,098
HV E 25-40	0,8043	10,00	100	0,22	0,04	25	0,012	0,062
HV E 40-60	0,8623	10,00	100	0,26	0,08	25	0,023	0,116
Blank (1:25)				0,18				
Blank (1:125)				0,15				

Uppmätta halter av kalium i extraktionslösningarna från jordproven från Luntorna och Högåsen samt beräknad halt i jorden.

Provplats	ts-faktor	Invägd jord (g)	BaCl ₂ (ml)	K (mg/l)	K (-blank) (mg/l)	Spädningsfaktor	K mg / g jord(ts)	cmolc/kg
Luntorna								
L1 O	0,3336	10,00	100	0,189	0,177	125	0,663	1,696
L1 A	0,6477	10,00	100	0,025	0,013	125	0,025	0,064
L1 E	0,8072	10,00	100	0,243	0,228	25	0,071	0,181
L1 B	0,7051	10,00	100	0,147	0,132	25	0,047	0,120
L4 O	0,36	10,00	100	0,257	0,245	125	0,851	2,176
L4 A	0,6414	10,00	100	0,024	0,012	125	0,023	0,060
L4 E	0,7813	10,00	100	0,188	0,173	25	0,055	0,142
L4 B	0,7688	10,00	100	0,167	0,152	25	0,049	0,126
Högåsen								
H O	0,3823	10,00	100	0,12	0,108	125	0,353	0,903
H A	0,7193	10,00	100	0,02	0,008	125	0,014	0,036
H E	0,8492	10,00	100	0,115	0,1	25	0,029	0,075
H B	0,8289	10,00	100	0,107	0,092	25	0,028	0,071
Luntorna grop, C								
LGr1 15-25	0,7208	10,00	100	0,068	0,053	25	0,018	0,047
LGr1 25-40	0,703	10,00	100	0,034	0,019	25	0,007	0,017
LGr1 40-60	0,799	10,00	100	0,03	0,015	25	0,005	0,012
LGr1 60-65	0,8603	10,00	100	0,039	0,024	25	0,007	0,018
LGr2 15-25	0,7075	10,00	100	0,106	0,091	25	0,032	0,082
LGr2 25-40	0,6946	10,00	100	0,047	0,032	25	0,012	0,029
LGr2 40-60	0,7385	10,00	100	0,015	0	25	0,000	0,000
LGr3 15-25	0,7431	10,00	100	0,046	0,031	25	0,010	0,027
LGr3 25-40	0,7941	10,00	100	0,029	0,014	25	0,004	0,011
LGr3 40-60	0,8464	10,00	100	0,004	-0,011	25	0,000	0,000
LGr3 60--	0,8371	10,00	100	0,024	0,009	25	0,003	0,007
Högåsen grop, C								
HV W 15-25	0,7684	10,00	100	0,035	0,02	25	0,007	0,017
HV W 25-40	0,8302	10,00	100	0,037	0,022	25	0,007	0,017
HV W 40-60	0,8521	10,00	100	0,05	0,035	25	0,010	0,026
HV S 15-25	0,6965	10,00	100	0,168	0,153	25	0,055	0,140
HV S 25-40	0,6294	10,00	100	0,205	0,19	25	0,075	0,193
HV S 40-60	0,7075	10,00	100	0,135	0,12	25	0,042	0,108
HV E 15-25	0,7674	10,00	100	0,084	0,069	25	0,022	0,057
HV E 25-40	0,8043	10,00	100	0,037	0,022	25	0,007	0,017
HV E 40-60	0,8623	10,00	100	0,033	0,018	25	0,005	0,013
Blank (1:25)				0,015				
Blank(1:125)				0,012				

Uppmätta halter av magnesium i extraktionslösningarna från jordproven från Luntorna och Högåsen samt beräknad halt i jorden.

Provplats	ts-faktor	Invägd jord (g)	BaCl ₂ (ml)	Mg (mg/l)	Mg (-blank) (mg/l)	Spädningsfaktor	Mg µg/g jord(ts)	cmolc/kg
Luntorna								
L1 O	0,3336	10,00	100	0,194	0,177	5	26,52	0,218
L1 A	0,6477	10,00	100	0,618	0,589	1	9,094	0,075
L1 E	0,8072	10,00	100	0,557	0,528	1	6,541	0,054
L1 B	0,7051	10,00	100	0,443	0,414	1	5,872	0,048
L4 O	0,36	10,00	100	0,16	0,143	5	19,86	0,163
L4 A	0,6414	10,00	100	0,674	0,645	1	10,05	0,083
L4 E	0,7813	10,00	100	0,98	0,951	1	12,17	0,100
L4 B	0,7688	10,00	100	0,444	0,415	1	5,398	0,044
Högåsen								
H O	0,3823	10,00	100	0,168	0,151	5	19,74	0,163
H A	0,7193	10,00	100	0,515	0,486	1	6,757	0,056
H E	0,8492	10,00	100	0,622	0,593	1	6,983	0,057
H B	0,8289	10,00	100	0,341	0,312	1	3,764	0,031
Luntorna grop, C								
LGr1 15-25	0,7208	10,00	100	0,209	0,18	1	2,497	0,021
LGr1 25-40	0,703	10,00	100	0,117	0,088	1	1,252	0,010
LGr1 40-60	0,799	10,00	100	0,056	0,027	1	0,338	0,003
LGr1 60-65	0,8603	10,00	100	0,057	0,028	1	0,325	0,003
LGr2 15-25	0,7075	10,00	100	0,16	0,131	1	1,852	0,015
LGr2 25-40	0,6946	10,00	100	0,14	0,111	1	1,598	0,013
LGr2 40-60	0,7385	10,00	100	0,063	0,034	1	0,460	0,004
LGr3 15-25	0,7431	10,00	100	0,185	0,156	1	2,099	0,017
LGr3 25-40	0,7941	10,00	100	0,103	0,074	1	0,932	0,008
LGr3 40-60	0,8464	10,00	100	0,077	0,048	1	0,567	0,005
LGr3 60--	0,8371	10,00	100	0,127	0,098	1	1,171	0,010
Högåsen grop, C								
HV W 15-25	0,7684	10,00	100	0,09	0,061	1	0,794	0,007
HV W 25-40	0,8302	10,00	100	0,082	0,053	1	0,638	0,005
HV W 40-60	0,8521	10,00	100	0,057	0,028	1	0,329	0,003
HV S 15-25	0,6965	10,00	100	0,439	0,41	1	5,887	0,048
HV S 25-40	0,6294	10,00	100	0,177	0,148	1	2,351	0,019
HV S 40-60	0,7075	10,00	100	0,157	0,128	1	1,809	0,015
HV E 15-25	0,7674	10,00	100	0,149	0,12	1	1,564	0,013
HV E 25-40	0,8043	10,00	100	0,094	0,065	1	0,808	0,007
HV E 40-60	0,8623	10,00	100	0,064	0,035	1	0,406	0,003
Blankprov				0,029				
blankprov (1:5)				0,017				

Uppmätta halter av natrium i extraktionslösningarna från jordproven från Luntorna och Högåsen samt beräknad halt i jorden.

Provplats	ts-faktor	Invägd jord (g)	BaCl ₂ (ml)	Na (mg/l)	Na (-blank) (mg/l)	Spädningsfaktor	Na µg / g jord(ts)	cmolc/kg
Luntorna								
L1 O	0,3336	10,00	100	0,21	0,14	25	104,916	0,456
L1 A	0,6477	10,00	100	0,13	0,06	25	23,159	0,101
L1 E	0,8072	10,00	100	0,28	0,19	5	11,769	0,051
L1 B	0,7051	10,00	100	0,18	0,09	5	6,382	0,028
L4 O	0,36	10,00	100	0,14	0,07	25	48,611	0,211
L4 A	0,6414	10,00	100	0,11	0,04	25	15,591	0,068
L4 E	0,7813	10,00	100	0,2	0,11	5	7,040	0,031
L4 B	0,7688	10,00	100	0,19	0,1	5	6,504	0,028
Högåsen								
H O	0,3823	10,00	100	0,21	0,14	25	91,551	0,398
H A	0,7193	10,00	100	0,2	0,13	25	45,183	0,197
H E	0,8492	10,00	100	0,24	0,15	5	8,832	0,038
H B	0,8289	10,00	100	0,26	0,17	5	10,255	0,045
Luntorna Grop, C								
LGr1 15-25	0,7208	10,00	100	0,24	0,15	5	10,405	0,045
LGr1 25-40	0,703	10,00	100	0,19	0,1	5	7,112	0,031
LGr1 40-60	0,799	10,00	100	0,14	0,05	5	3,129	0,014
LGr1 60-65	0,8603	10,00	100	0,16	0,07			0,000
LGr2 15-25	0,7075	10,00	100	0,13	0,04	5	2,827	0,012
LGr2 25-40	0,6946	10,00	100	0,12	0,03	5	2,160	0,009
LGr2 40-60	0,7385	10,00	100	0,13	0,04	5	2,708	0,012
LGr3 15-25	0,7431	10,00	100	0,13	0,04	5	2,691	0,012
LGr3 25-40	0,7941	10,00	100	0,12	0,03	5	1,889	0,008
LGr3 40-60	0,8464	10,00	100	0,11	0,02	5	1,181	0,005
LGr3 60--	0,8371	10,00	100	0,13	0,04	5	2,389	0,010
Högåsen Grop, C								
HV W 15-25	0,7684	10,00	100	0,15	0,06	5	3,904	0,017
HV W 25-40	0,8302	10,00	100	0,16	0,07	5	4,216	0,018
HV W 40-60	0,8521	10,00	100	0,16	0,07	5	4,107	0,018
HV S 15-25	0,6965	10,00	100	0,19	0,1	5	7,179	0,031
HV S 25-40	0,6294	10,00	100	0,19	0,1	5	7,944	0,035
HV S 40-60	0,7075	10,00	100	0,2	0,11	5	7,774	0,034
HV E 15-25	0,7674	10,00	100	0,22	0,13	5	8,470	0,037
HV E 25-40	0,8043	10,00	100	0,2	0,11	5	6,838	0,030
HV E 40-60	0,8623	10,00	100	0,17	0,08	5	4,639	0,020
blank (1:5)				0,09				
blank(1:25)				0,07				

Halter av baskatjoner, aciditet och beräknade värden på effektiva katjonbyteskapaciteten och basmättnadsgraden.

Provplats	Ca (cmol _c /kg)	K (cmol _c /kg)	Mg (cmol _c /kg)	Na (cmol _c /kg)	UA (cmol _c /kg)	Utbytbara baskatjoner (cmol _c /kg)	CEC _{eff} (cmol _c /kg)	BS (%)
Luntorna								
L1 O	11,22	1,696	0,218	0,456	7,524	13,59	21,11	64,37
L1 A	1,445	0,064	0,075	0,101	2,810	1,684	4,494	37,48
L1 E	0,124	0,181	0,054	0,051	1,549	0,409	1,958	20,90
L1 B	0,106	0,120	0,048	0,028	3,617	0,302	3,918	7,706
L4 O	9,877	2,176	0,163	0,211	5,611	12,43	18,04	68,89
L4 A	1,556	0,060	0,083	0,068	3,352	1,766	5,118	34,51
L4 E	0,208	0,142	0,100	0,031	2,189	0,480	2,669	17,98
L4 B	0,130	0,126	0,044	0,028	2,966	0,329	3,295	9,984
Högåsen								
H O	6,690	0,903	0,163	0,398	6,801	8,154	14,955	54,52
H A	1,648	0,036	0,056	0,197	3,211	1,935	5,147	37,60
H E	0,132	0,075	0,057	0,038	1,437	0,303	1,740	17,44
H B	0,090	0,071	0,031	0,045	2,184	0,237	2,420	9,785
Luntorna grop, C								
LGr1 15- 25	0,035	0,047	0,021	0,045	1,625	0,147	1,772	8,320
LGr1 25- 40	0,089	0,017	0,010	0,031	0,586	0,147	0,733	20,08
LGr1 40- 60	0,109	0,012	0,003	0,014	0,373	0,138	0,511	26,96
LGr1 60- 65	0,000	0,018	0,003	0,000	0,232	0,021	0,253	8,109
LGr2 15- 25	0,053	0,082	0,015	0,012	1,357	0,163	1,520	10,71
LGr2 25- 40	0,126	0,029	0,013	0,009	1,349	0,178	1,527	11,64
LGr2 40- 60	0,051	0,000	0,004	0,012	0,837	0,066	0,903	7,336
LGr3 15- 25	0,084	0,027	0,017	0,012	2,220	0,140	2,360	5,915
LGr3 25- 40	0,094	0,011	0,008	0,008	0,782	0,121	0,903	13,44
LGr3 40- 60	0,133	0,000	0,005	0,005	0,449	0,142	0,591	24,09
LGr3 60--	0,134	0,007	0,010	0,010	0,455	0,161	0,616	26,13
Högåsen grop, C								
HV W 15- 25	0,065	0,017	0,007	0,017	0,852	0,105	0,958	10,98
HV W 25- 40	0,090	0,017	0,005	0,018	0,482	0,131	0,613	21,34
HV W 40- 60	0,088	0,026	0,003	0,018	0,352	0,135	0,487	27,67
HV S 15- 25	0,322	0,140	0,048	0,031	3,905	0,543	4,448	12,20
HV S 25- 40	0,159	0,193	0,019	0,035	2,558	0,405	2,963	13,68
HV S 40- 60	0,247	0,108	0,015	0,034	1,965	0,404	2,369	17,06
HV E 15- 25	0,098	0,057	0,013	0,037	1,375	0,205	1,580	12,96
HV E 25- 40	0,062	0,017	0,007	0,030	0,777	0,116	0,893	12,98
HV E 40- 60	0,116	0,013	0,003	0,020	0,407	0,153	0,560	27,27