

Lunds Universitets Naturgeografiska Institution

Seminarieuppsatser Nr. 46

Kritisk belastning av aciditet för skogsmark i norra Tjeckien



Cecilia Akselsson

TILLHÖR REFERENSBIBLIOTEKET  
UTLÅNAS EJ



Department of Physical Geography,  
Lund University  
Sölvegatan 13, S-221 00 Lund,  
Sweden

1997



LUNDS UNIVERSITET  
GEOBIBLIOTEKET

## Förord

Detta examensarbete ingår som en del i ett samarbetsprojekt mellan Naturgeografiska Institutionen vid Lunds Universitet och Institutet för Landskapsekologi (ILU) vid Tjeckiens Vetenskapsakademi i Ceske Budejovice. Arbetet har utförts i Lund men inkluderar även en tvåveckors vistelse i Tjeckien, med besök på Institutionen för Landskapsekologi i Ceske Budejovice, Lesprojekt (tjeckiska motsvarigheten till Skogsstyrelsen) i Brandýs nad Labem och Charles University i Prag samt en rundtur i studieområdet i norra Tjeckien. Ett stort tack riktas till Svenska Institutet, som finansierat arbetet.

Många personer har hjälpt mig att genomföra detta arbete. Först och främst vill jag tacka mina båda handledare, Jonas Ardö och Andreas Barkman. Jonas Ardö, min handledare på Naturgeografiska Institutionen vid Lunds Universitet, ska ha ett särskilt tack för att ha introducerat mig i projektet. Jonas har frikostigt delat med sig av kunskaper, idéer och litteratur och har hela tiden följt mitt arbete på nära håll och med stort intresse. Andreas Barkman, min handledare på avdelningen för Kemisk Teknologi på Kemicentrum i Lund, har under många långa möten lyckats fylla en hel del av mina kunskapsluckor i kemi och har varit till stor hjälp för min förståelse av modellering och felfortplantning. Jag vill även tacka professor Harald Sverdrup, och övriga i biogeokemigruppen på avdelningen för Kemisk Teknologi, för viktiga synpunkter och tips under arbetets gång.

František Zemek, Institutet för Landskapsekologi (ILU), ska ha ett stort tack för ett vänligt mottagande i Ceske Budejovice. Zemek har varit till stor hjälp vid insamling av data och har kommit med viktiga synpunkter och idéer. Tack även till Vladimir Henzlik, Lesprojekt, som tillfört arbetet mycket, både i form av skogsskadedata och intressanta synpunkter, Iginio M. Emmer, Naturgeografiska Institutionen vid Universitetet i Amsterdam, som genom sin sakkunniga guidning i bergsområdet Krkonoše betytt mycket för min fältkännedom i området och Josef Brechler, Charles University i Prag, som tillhandahöll svavel- och kvävedepositionsdata.

De Landsat Thematic Mapper data som använts har vänligen ställts till förfogande av NASA (National Aeronautics and Space Administration) genom deras "Landsat Thematic Mapper Data Grant (Global Change Landsat Data Collection)".

## Abstract

### Critical Load of Acidity to Forest Soils in the Northern Czech Republic

Forest decline is an increasing problem in Europe. "The Black Triangle" area, situated in the mountainous region where the borders of Germany, the Czech Republic and Poland meet, is one of the worst damaged areas. The reasons for the forest dieback are not fully understood, but the soil acidification caused by the burning of sulphur rich coal in the region is considered a major cause.

To reduce the soil acidification the emissions of acidifying compounds must decrease. For this to be possible the decision makers must have some kind of concrete information about the acidification status in different regions. This is the background of the construction of the concept "Critical load of acidity", which is the highest deposition of acidifying compounds that does not cause long-term harmful effects on specified elements of an ecosystem. By comparing the critical load with the acid deposition, areas where the critical load is exceeded can be identified. Critical load maps give useful information when it comes to decisions about emission reductions.

In this thesis, the critical load, and the exceedance of the critical load to forest soils in the Czech part of "the Black Triangle", have been calculated using the Simple Mass Balance model (SMB). The SMB model is based on a long-term steady state approach using long-term sources and sinks of acidity. The main source of acidity is the acid deposition, and one of the dominating sinks is the weathering of base cations in the soil. The harmful effects on the forest ecosystem can be linked to the acid deposition by specifying a critical limit on the molar ratio between the concentrations of base cations [BC] and aluminium ions [Al] in the soil solution. The critical limit used in this study is  $[BC]/[Al]=1.0$ . The critical load is the deposition which ensures that the  $[BC]/[Al]$  ratio does not decrease below 1.0 in a long-term perspective.

The critical load was exceeded in 76% of the forest area according to the model calculations, using deposition data from 1992. The highest exceedances were found in the mountains along the Czech border, northwest of Prague. Non-exceedance areas were found in regions with rich soils.

The exceedance of the critical load was compared with forest damages in 13 regions. The coverage fraction of forest with severe damages, expressed as needle loss, in the different regions were plotted against the mean exceedance, the maximum exceedance and the median of the exceedance in the regions. The same type of analysis was performed using the coverage fraction of forest damage related clearcuts. Relationships were found between the calculated exceedance and forest damage. This was most obvious when the maximum value of the exceedance was used. The magnitude of forest damage degree on 51 permanent plots was compared with the exceedance, but no clear relations were found.

Many parameters are included in the SMB model, and since all parameters inherit uncertainties, the uncertainties in the result can be expected to be substantial. Improvements can be made continuously, when new data, with less uncertainties, become available. Of highest priority are improvements of the weathering data and the deposition data. However, although large uncertainties are accounted for in the calculations, the trends are considered to be reliable.

## Sammanfattning

### Kritisk belastning av aciditet för skogsmark i norra Tjeckien

Skogsskador och skogsdöd är ett växande problem i Europa. "Svarta Triangeln", som ligger i bergsområdet där Tysklands, Tjeckiens och Polens gränser möts, är ett av de värst drabbade områdena. I dagsläget saknas kunskap för att kunna förklara skogsskadorna helt och hållet, men markförsurningen i området, som orsakas främst av förbränning av svavelrikt kol i de många kolkraftverken, är troligtvis en starkt bidragande orsak.

För att förhindra en fortsatt markförsurning måste utsläppen reduceras. Detta kräver att beslutsfattarna förses med konkreta fakta om vilka områden som är värst drabbade. Med detta som bakgrund konstruerades begreppet "kritisk belastning av aciditet", som är den högsta deposition av försurande ämnen som inte orsakar långsiktigt skadliga effekter hos en specificerad organism i ett ekosystem. Genom att jämföra den kritiska belastningen med depositionen av aciditet, kan områden där den kritiska belastningen överskrids identifieras. Detta är användbar information vid beslut om utsläppsminskningar.

I denna studie har den kritiska belastningen och överskridandet av den kritiska belastningen i den tjeckiska delen av "Svarta Triangeln" beräknats med "Simple Mass Balance"-modellen (SMB). SMB bygger på en jämvikt mellan försurande processer, främst deposition av aciditet, och processer som motverkar försurningen, bl a baskatjonvittring. Genom att specificera en kritisk gräns på kvoten mellan koncentrationerna av baskatjoner, [BC], och aluminiumjoner, [Al], i marklösningen, kan depositionen av aciditet kopplas till skadliga effekter på ekosystemet. Den kritiska gräns som användes i denna studie var  $[BC]/[Al]=1.0$ . Den kritiska belastningen är den högsta deposition som kan förekomma utan att  $[BC]/[Al]$ -kvoten understiger 1.0 i ett långsiktigt perspektiv.

Den kritiska belastningen överskreds enligt modellberäkningarna på 76% av skogsmarken i studieområdet, baserat på 1992 års deposition. Det högsta överskridandet fanns i bergsområdet längs gränsen mot Tyskland, nordväst om Prag. Områden där den kritiska belastningen underskreds sammanföll med bördiga jordar.

Överskridandet av den kritiska belastningen jämfördes med skogsskador i 13 områden. Andel skog med svåra skador, uttryckt som stor barrförlust, i de olika områdena plottades mot medelvärdet, medianvärdet och maximumvärdet av överskridandet. Samma typ av analys gjordes med andel skogsskaderelaterade kalhyggen. Samband fanns, både då andel skog med svåra skador och då andel skogsskaderelaterade kalhyggen användes. Sambanden var mest tydliga då maximumvärdet av överskridandet användes. Skogsskadegraden på 51 permanenta provytor jämfördes också med överskridandet men inget tydligt samband påträffades.

SMB innefattar många olika parametrar, alla med ett visst mått av osäkerhet. Detta leder till att osäkerheten i resultatet kan förväntas vara stor. Förbättringar, dvs reduktion av osäkerheten, kan göras kontinuerligt, allt eftersom nya och mer tillförlitliga data blir tillgängliga. Av största vikt är att förbättra vittrings- och depositionsdata. Även om resultatet är behäftat med stora osäkerheter kan trenderna i området anses vara trovärdiga.

# Innehållsförteckning

Förord .....	I
Abstract .....	II
Sammanfattning .....	III
Innehållsförteckning .....	IV
<b>1. Introduktion .....</b>	<b>1</b>
1.1 Bakgrund .....	1
1.2 Kritisk belastning .....	1
1.3 Syfte .....	3
1.4 Uppsatsens struktur .....	3
<b>2. Markförsurningens och skogsskadornas kemi .....</b>	<b>4</b>
<b>3. Simple Mass Balance - en modellbeskrivning .....</b>	<b>6</b>
3.1 Deposition .....	8
3.2 Baskatjonvittring .....	8
3.3 Vegetationens näringsupptag .....	9
3.4 Kväveomvandling .....	9
3.4.1 Denitrifikation .....	9
3.4.2 Kväveimmobilisering .....	9
3.5 Kritisk alkalinitetsutlakning .....	10
<b>4. Områdesbeskrivning .....</b>	<b>11</b>
<b>5. Material och metoder .....</b>	<b>13</b>
5.1 Deposition .....	13
5.1.1 Deposition av svavel och oxiderat kväve (nitrat) .....	13
5.1.2 Deposition av reducerat kväve (ammoniak) .....	17
5.1.3 Baskatjondeposition .....	18
5.1.4 Kloridjondeposition .....	20
5.2 Baskatjonvittring .....	20
5.2.1 Grundvittring .....	20
5.2.2 Korrigering för temperatur .....	22
5.2.3 Korrigering för fuktighet .....	23
5.3 Vegetationens näringsupptag .....	24
5.3.1 Kväveupptag .....	25
5.3.2 Baskatjonupptag .....	25
5.4 Kväveomvandling .....	26
5.4.1 Kväveimmobilisering .....	26
5.4.2 Denitrifikation .....	26
5.5 Kritisk alkalinitetsutlakning .....	26
5.6 Kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning .....	28
5.7 Felfortplantning .....	28
5.7.1 Svaveldeposition .....	29
5.7.2 Vittring .....	30
5.7.3 Kritisk alkalinitetsutlakning .....	30
5.7.4 Svaveldeposition, vittring och kritisk alkalinitetsutlakning .....	30
5.8 Jämförelser med skogsskador .....	30
<b>6. Resultat .....</b>	<b>33</b>

6.1 Kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning .....	33
6.2 Felfortplantning .....	33
6.2.1 Svaveldeposition .....	33
6.2.2 Vittring .....	35
6.2.3 Alkalinitetsutlakning .....	36
6.2.4 Svaveldeposition, vittring och kritisk alkalinitetsutlakning .....	37
6.3 Jämförelser med skogsskador .....	37
<b>7. Diskussion och slutsatser .....</b>	<b>42</b>
7.1 Felkällor .....	44
7.2 Möjliga förbättringar .....	46
7.3 Slutsatser .....	47
<b>Referenslitteratur .....</b>	<b>48</b>
<b>Personlig kommunikation .....</b>	<b>49</b>
<b>Geografiska data .....</b>	<b>50</b>

## Bilagor

- Bilaga 1. "Metod för beräkning av kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning". Skiss över tillvägagångssättet och använda indata vid beräkning av kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning.
- Bilaga 2. "Beräkning av kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning". Program, avsett för "model" i programpaketet "Xpace", för beräkning av kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning.
- Bilaga 3. "Svaveldeposition" och "Nitratdeposition". Svaveldeposition och nitratdeposition (eq/ha/år) i studieområdet i norra Tjeckien.
- Bilaga 4. "Vittring" och "Kväveupptag". Baskatjonvittring och kväveupptag (eq/ha/år) i studieområdet i norra Tjeckien.
- Bilaga 5. "Baskatjonupptag" och "Kväveimmobilisering". Baskatjonupptag och kväveimmobilisering (eq/ha/år) i studieområdet i norra Tjeckien.
- Bilaga 6. "Alkalinitetsutlakning". Alkalinitetsutlakning (eq/ha/år) i studieområdet i norra Tjeckien.
- Bilaga 7. "Andel svårt skadad skog (klass 4) i olika administrativa enheter i studieområdet" och "Andel skogsskaderelaterade kalhyggen i olika administrativa enheter i studieområdet". Andel svårt skadad skog (klass 4) och andel skogsskaderelaterade kalhyggen (%) i olika administrativa enheter i studieområdet i norra Tjeckien.
- Bilaga 8. "Kritisk belastning av aciditet i skogsmark i norra Tjeckien". Kritisk belastning av aciditet i skogsmark i studieområdet i norra Tjeckien, beräknat i enheten eq/ha/år med "Simple Mass Balance"-modellen.
- Bilaga 9. "Överskridande av kritisk belastning av aciditet i skogsmark i norra Tjeckien". Överskridande av kritisk belastning av aciditet i skogsmark i studieområdet i norra Tjeckien, beräknat i enheten eq/ha/år med "Simple Mass Balance"-modellen.

# 1. Introduktion

## 1.1 Bakgrund

Under de senaste decennierna har svåra skogsskador och skogsdöd uppmärksammats i Europa och Nordamerika. De mest tydliga symptomen är barrförlust och gulfärgning av barr (kloros). Några möjliga förklaringar är markförsurning till följd av nedfall av svavel- och kväveföreningar, direkt påverkan på vegetationen av svaveldioxid i luften (Slovik *et al*, 1995 och Arvidsson, 1997), ogynnsamma klimatförhållanden och ofördelaktig proviniens (genetiskt ursprung). Orsakssambanden är komplexa och troligtvis är skogsskadorna resultatet av en kombination av ett flertal olika faktorer, s k "multipla stressfenomen" (Nihlgård, 1996).

Bergsområdet där Tjeckien gränsar mot Polen och Tyskland kallas "Svarta Triangeln", då det är ett av de områden i Europa som är hårdast drabbat av skogsskador. Detta är en följd av att det finns stora brunkolsfyndigheter i lågområdena söder om bergsmassivet, vilket har lett till att många kolkraftverk har växt upp här. Brunkolen innehåller mycket svavel och området har därför under en längre tid utsatts för hög svaveldeposition. Området är dessutom speciellt utsatt, eftersom klimatförhållandena för skogen i de högt belägna områdena är ogynnsamma och det geologiska underlaget har låg motståndskraft mot försurning.

Inte förrän efter de politiska förändringarna 1989 har den hänsynslösa exploateringen av området reducerats, och utsläppen minskats. En minskning av svavelutsläppen på 30% sedan 1989 har varit möjlig p g a effektivisering och rening vid utsläppskällorna, och det finns tecken på en minskning av skogsskadorna under denna tid (Cerný och Paces, 1995).

## 1.2 Kritisk belastning

Som underlag för politiska beslut om åtgärder mot markförsurning, t ex i form av utsläppsminskningar, skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödsling, krävs ett mått på försurningsstatusen, där nedfallets storlek vägs mot markens förmåga att stå emot försurningen. Det är med detta som bakgrund som begreppet "kritisk belastning" konstruerats. Definitionen på den kritiska belastningen av aciditet är (Nilsson and Grennfelt, 1988):

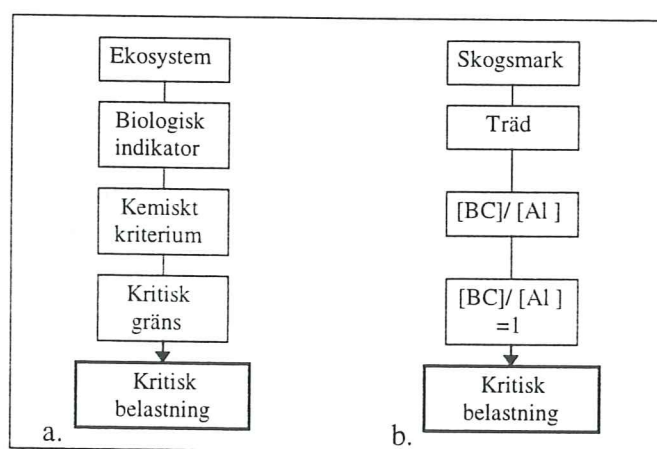
*"...den högsta deposition av försurande ämnen som inte kommer att förorsaka kemiska förändringar som leder till långsiktiga skadliga effekter på strukturen och funktionen i ett ekosystem".*

Genom att subtrahera den aktuella depositionen med den kritiska belastningen i ett område erhålls ett mått på överskridandet eller underskridandet av den kritiska belastningen. I fortsättningen benämns differensen mellan depositionen och den kritiska belastningen som överskridande. Ett negativt överskridande innebär att den kritiska belastningen underskrids.

I figur 1a beskrivs den principiella beräkningsprincipen för kritisk belastning. Den kritiska belastningen varierar mellan olika ekosystem. Skogen och sjön är två ekosystem för vilka det är vanligt med beräkningar av kritisk belastning. Även inom ekosystemet varierar den kritiska belastningen beroende på vilken organism som avses. Vid beräkningar av kritisk belastning väljs därför en specifik organism ut för att representera ekosystemet, en biologisk indikator. Ofta väljs en av de känsligaste organismerna i ekosystemet ut, så att den kritiska belastningen för övriga organismer i ekosystemet är samma som, eller högre än den kritiska belastningen för den biologiska indikatorn. Ett alternativ är att välja en biologisk indikator som av olika skäl anses särskilt värdefull. I ett skogsekosystem faller det sig naturligt att använda träden som biologiska indikatorer.

För att kunna koppla kemiska förändringar i ett ekosystem till deposition enligt definitionen på kritisk belastning används ett kemiskt kriterium, som är ett kemiskt mått som påverkas av deposition av aciditet och som kan användas för att förutspå skadliga effekter hos ett ekosystem. Två exempel på kemiska kriterier är pH och kvoten mellan koncentrationerna av baskatjoner och aluminiumjoner i marklösningen. Den kritiska gränsen är det ur miljösynpunkt sämsta värde som det kemiska kriteriet kan ha utan att kemiska förändringar som orsakar långsiktiga skadliga effekter på ekosystemet uppstår. Med utgångspunkt från den biologiska indikatorn bestäms den kritiska gränsen.

I figur 1b exemplifieras beräkningarna av kritisk belastning av aciditet i skogsmark.



Figur 1. Generell beräkningsprincip för kritisk belastning (a) samt beräkningsprincipen för kritisk belastning av aciditet i skogsmark (b). [BC]=koncentration av baskatjoner i marklösningen, [Al]=koncentration av aluminiumjoner i marklösningen. (Modifierad från Lejonklev, 1996).

För att undvika missuppfattningar bör påpekas att uttrycket "långsiktigt skadliga effekter" inte har något att göra med ekosystemets eventuella förmåga att återhämta sig vid minskad syrablastning. Ett överskridande av den kritiska belastningen i ett område ska tolkas som att "kemiska förändringar som leder till långsiktiga skadliga effekter på strukturen och funktionen" kommer att inträffa i framtiden. Däremot säger det inget om när detta kommer att inträffa.



Kritisk belastning kan tas fram med hjälp av olika typer av modeller, av varierande komplexitet. De mest komplicerade modellerna beskriver verkligheten på ett bättre sätt än de enklare varianterna, samtidigt som de kräver stora mängder indata. Då alla indata innehåller osäkerheter, i större eller mindre utsträckning, leder stora mängder data till att risken för stora osäkerheter i slutändan ökar.

Valet av modell beror till stor del på tillgången till data. Två exempel på beräkningsmodeller är SMB, Simple Mass Balance-modellen (Sverdrup och De Vries, 1994), och PROFILE (Warfvinge och Sverdrup, 1995). SMB bygger på flera olika generaliseringar, bl a tas ingen hänsyn till skillnader mellan olika horisonter i jorden, vilket görs i PROFILE. I PROFILE krävs detaljerad information om jordens mineralogiska och kemiska sammansättning, data som ofta inte finns tillgänglig.

### 1.3 Syfte

Syftet med denna studie är:

- att beräkna den kritisk belastningen med avseende på aciditet i skogsmark i den tjeckiska delen av "Svarta Triangeln" med hjälp av "Simple Mass Balance"-modellen (SMB).
- att beräkna överskridandet av den kritiska belastningen i området.
- att testa modellens känslighet för osäkerheter i de indataparametrar som antas ha störst inflytande på resultatet.
- att jämföra överskridandet av den kritiska belastningen med skogsskadorna i området.

### 1.4 Uppsatsens struktur

Efter detta introduktionskapitel följer i kapitel 2 en kortfattad genomgång av markförurningens och skogsskadornas kemi. I kapitel 3 beskrivs och förklaras uppbyggnaden av Simple Mass Balance-modellen. Kapitlet innehåller en genomgång av de olika ingående parametrarna. Därefter följer en områdesbeskrivning i kapitel 4.

De tre påföljande kapitlen, 5-7, är "Material och metoder", "Resultat" samt "Diskussion och slutsatser". I kapitlet "Material och metoder" behandlas de olika parametrarna i SMB i tur och ordning i olika delkapitel. Kapitlet avslutas med två delkapitel om "Felfortplantning" och "Jämförelser med skogsskador". Varje delkapitel inleds med en genomgång av använt material, varefter en metodbeskrivning följer.

Resultatkapitlet är uppdelat i tre delar, "Kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning", "Felfortplantning" samt "Jämförelser med skogsskador". Resultaten diskuteras i kapitel 7. Utöver en allmän diskussion kring resultaten har även en diskussion kring felkällor och möjliga förbättringar givits stort utrymme. Detta kapitel avslutas med slutsatserna sammanfattade i fem punkter.

## 2. Markförsurningens och skogsskadornas kemi

I viss mån är markförsurning i skogsmark en naturlig process. En orsak till detta är att koldioxiden som avges vid respirationen bildar kolsyra med markvattnet. Dessutom frigörs vätejoner från växternas rötter som kompensation för den laddningsobalans som uppstår då växterna tar upp näringsämnen i form av baskatjoner (Lundmark, 1986).

Utöver den naturliga markförsurningen tillkommer markförsurning orsakad av luftföroreningar. Denna del av markförsurningen är ofta många gånger större än den naturliga försurningen. De ämnen som verkar försurande är svaveldioxid och oxiderat kväve (kväveoxider), som vid reaktion med vatten bildar svavelsyra och salpetersyra. Även nedfall av reducerat kväve (ammoniak) leder indirekt till försurning, via nitrifikationsprocesser i marken då kvävedioxid bildas. Kloridjoner verkar också försurande då de bildar saltsyra vid reaktion med vatten, men kloriddepositionen är mycket låg.

I det aktuella området är svaveldepositionen från kolkraftverken och andra industrier den klart största orsaken till markförsurningen. Vid förbränning av det svavelhaltiga kolet reagerar svavlet med syre från luften och bildar svaveldioxid (formel 1). Svaveldioxiden oxideras vidare till svaveltrioxid (formel 2).



Svaveltrioxiden kan sedan reagera med vatten i dimmdroppar eller fungera som kondensationskärna för vattenmolekyler. I båda fallen bildas svavelsyra (formel 3).



Syran faller sedan ner till marken som nederbörd, eller sjunker sakta ner som dimma. Denna form av deposition kallas våtdeposition. En del av svaveltrioxiden når marken utan att ha reagerat med vatten, och deponeras som torrdeposition. På marken bildas sedan syra enligt formel 3, då svaveltrioxiden kommer i kontakt med markfuktigheten.

Kväveoxid bildas främst vid förbränning av fossila bränslen vid hög temperatur då en del av luftens kväve reagerar med syret (formel 4). Kväveoxiden oxideras sedan under inverkan av solljus till kvävedioxid ( $\text{NO}_2$ ) (formel 5)



Den bildade kvävedioxiden kan sedan reagera med vatten och deponeras som våtdeposition. Den kan också nå marken eller någon annan yta som torrdeposition och där reagera med vatten och bilda salpetersyrighet ( $\text{HNO}_2$ ) och salpetersyra ( $\text{HNO}_3$ ) (formel 6).



Fordonstrafik står för en stor del av kväveutsläppen, men även olika industrier och gödselhantering bidrar till utsläppen.

Depositionen av ammoniak är i samma storleksordning som nitratdepositionen (Lövblad *et al*, 1995). Ammoniumjonerna verkar försurande genom att de oxideras till nitrat med hjälp av bakterier, varvid vätejoner frigörs (nitrifikation, formel 7). Ammoniak kommer i första hand från gödselhantering.



Markförsurningen har flera olika negativa effekter på växtligheten. Den minskar jordens förmåga att absorbera katjoner, t ex  $\text{Ca}^{2+}$  och  $\text{Mg}^{2+}$ , varför dessa viktiga näringsämnen går i lösning och försvinner från jorden med avrinningsvattnet. Dessutom ökar lösligheten av många metaller med minskat pH. Aluminium är i neutrala och basiska jordar bundet i olika föreningar, men uppträder vid pH lägre än 5.5 i jonform löst i markvattnet och konkurrerar med baskatjonerna om platserna på jordpartiklarna. Detta kan leda till näringsbrist hos växter. Aluminium och mangan fungerar även toxiskt för växtlighet, vilket är ett allvarligt problem i sura jordar.

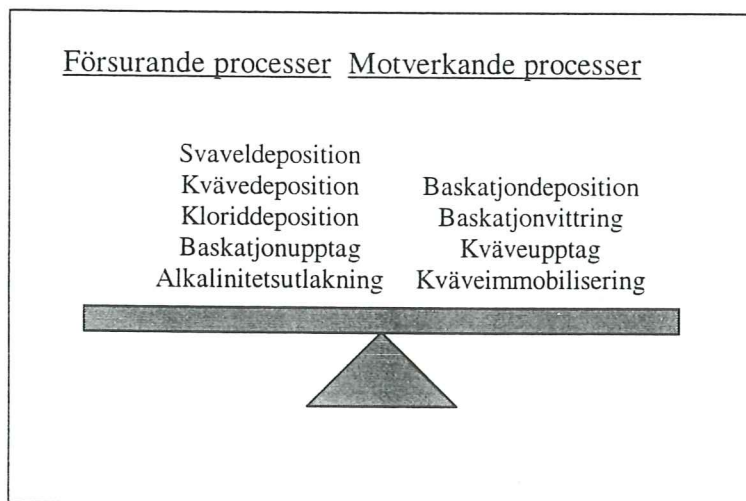
### 3. Simple Mass Balance - en modellbeskrivning

SMB-modellen (Simple Mass Balance) (Posch *et al.*, 1995) bygger på en enkel jämvikt mellan markens tillförsel och bortförsel av aciditet (formel 8).

$$S_{\text{dep}} + N_{\text{dep}} + \text{Cl}_{\text{dep}} + \text{BC}_u + \text{Alk}_{\text{le}} = \text{BC}_{\text{dep}} + \text{BC}_w + N_i + N_u + N_{\text{de}} \quad (8)$$

där S=svavel  
N=kväve (oxiderat och reducerat)  
BC=baskatjoner  
Cl=kloridjoner  
Alk=alkalinitet  
dep=deposition  
w=baskatjonvittring  
u=upptag  
i=immobilisering  
de=denitrifikation  
le=utlakning ("leaching")

Jämvikten kan beskrivas som en våg där de processer som tillför aciditet vägs mot dem som bortför aciditet (figur 2). Förändringar hos någon av parametrarna kompenseras av förändringar hos en eller flera av de övriga parametrarna, så att jämvikten upprätthålls.



Figur 2. Försurande processer och processer som motverkar försurningen enligt SMB-modellen (Modifierad från Warfvinge och Sverdrup, 1995).

Enbart processer som inte är reversibla i ett tidsperspektiv på några tiotals år, tas med i modellen. Exempelvis är katjonutbytet på jordpartiklarna en process som påverkar försurningsstatusen i jorden, men då denna process är reversibel i denna tidsskala räknas den inte med.

SMB innehåller ett antal generaliseringar, enligt nedan (Posch *et al*, 1995).

- Jordprofilen behandlas som ett homogent jordpaket med en tjocklek som överensstämmer med rotdjupet. Vittring och upptag är jämnt distribuerat i jordprofilen.
- Vittringen är oberoende av försurningsstatusen i jorden.
- Evapotranspirationen sker enbart från markytan.
- Infiltrationen sker vertikalt i jordprofilen och är konstant på djupet.
- Kemiska konstanter antas vara desamma genom hela jordprofilen.
- De kritiska gränser som använts har ofta bestämts med hjälp av laboratorieförsök, men antas gälla även ute i fält.

De försurande processerna i SMB-modellen är de i vänsterledet i formel 8. Störst betydelse har *deposition av svavel och kväve*. *Kloriddepositionen* är oftast mycket låg och bidrar inte nämnvärt till markförsurningen. Vegetationens *baskatjonupptag* är reversibelt i ett naturligt system, men i det moderna skogsbruket leder baskatjonupptaget till en nettobortförsel av baskatjoner, då träd avverkas och stammar eller hela träd förs bort från platsen. Detta gör att baskatjonupptaget måste räknas med i de irreversibla processer som ingår i SMB-modellen. De näringsämnen som ej tas upp av växterna kan följa med vattnet ner genom jordprofilen till grundvattnet och med det transporteras bort och därmed gå förlorat för ekosystemet. Denna process, *alkalinitetsutlakningen*, kan ses som en export av buffringskapacitet.

En av de största motverkande faktorerna mot försurningen är *baskatjonvittringen*. Då jordpartiklarna vittrar, till följd av en kombination av mekanisk påverkan (vatten, vind, mm) och kemiska reaktioner, frigörs baskatjoner som verkar buffrande mot försurning. Baskatjoner tillförs även genom *deposition av baskatjoner*.

En del av det kväve som tillförs marken försvinner därifrån genom vegetationens *kväveupptag*. Liksom baskatjonupptaget är detta en irreversibel process i det moderna skogsbruket. Kvävet kan tas upp antingen i form av nitratjoner eller i form av ammoniumjoner. Vid upptag av nitratjoner frigörs hydroxidjoner och vid upptag av ammoniumjoner frigörs vätejoner. Om man antar att alla ammoniumjoner nitrifieras (formel 7) har kväveupptag en motverkande effekt på försurningen (Warfvinge och Sverdrup, 1995). Kvävet kan också omvandlas till oskadliga kväveföreningar genom *kväveimmobilisering* och *kvävedenitrifikation*. Dessa processer motverkar försurningen.

Den kritiska belastningen kan med hjälp av ovanstående parametrar beräknas enligt formel 9.

$$CL(S+N) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} - Alk_{le(crit)} \quad (9)$$

Utöver beteckningarna som förklarats ovan gäller här att:

CL(S+N) = kritisk belastning (Critical Load) av aciditet (svavel och kväve)  
Alk<sub>le(crit)</sub> = den kritiska alkalinitetsutlakningen, d v s alkalinitetsutlakning vid kritisk belastning.

Den kritiska alkalinitetsutlakningen, som är en uppskattning av alkalinitetsutlakningen vid kritisk belastning, är den parameter som kopplar kemiska förändringar till depositionen. Med hjälp av ett kemiskt kriterium och en kritisk gräns kan den kritiska alkalinitetsutlakningen beräknas. Därefter kan den kritiska belastningen beräknas enligt formel 9.

Överskridandet av den kritiska belastningen kan därefter beräknas enligt formel 10.

$$\text{Överskridande} = S_{\text{dep}} + N_{\text{dep}} - CL(S+N) \quad (10)$$

I följande avsnitt beskrivs de olika parametrarna som ingår i SMB mer detaljerat, som bakgrund till beräkningarna i kapitel 5, "Material och metoder".

### 3.1 Deposition

Nedfall sker av såväl försurande ämnen som ämnen som motverkar försurning. Den största delen av depositionen utgörs av ämnen som försurar, främst svavel- och kväveföreningar. Nedfall av baskatjoner motverkar försurningen.

Depositionens storlek beror främst på förekomsten av föroreningskällor i omgivningarna samt deras geografiska läge i förhållande till rådande vindriktning, nederbördsförhållanden och markanvändning. Deposition kan delas in i våt- och torrdeposition. Våtdepositionen når marken via nederbörd, medan torrdeposition följer med vinden och når marken antingen direkt, eller efter att ha fastnat på någon yta, t ex ett träd, och sedan sköljts ned med nederbörden. Totaldepositionen är den totala deposition som når marken, och utgörs av både våtdeposition och torrdeposition.

Våtdepositionens storlek beror på nederbördsförhållanden och föroreningshalten i luften. För torrdepositionen är förutom luftkoncentrationen även markanvändningen av stor betydelse. Ett barrskogsbestånd filtrerar vinden mer effektivt än ett lövskogsbestånd och får därför ta emot mer deposition. Depositionen på åkermark består nästan enbart av våtdeposition, d v s här är totaldepositionen i det närmaste densamma som våtdepositionen.

### 3.2 Baskatjonvittring

Den kemiska vittringen av primära mineral, t ex fältspat, hornblende och epidot, leder till att bl a baskatjoner (kalcium, magnesium, kalium och natrium) frigörs. Dessa verkar buffrande mot försurningen. Storleken på lösgörandet av baskatjoner till följd av baskatjonvittringen beror främst på ursprungsmaterialets (jordens) kemiska sammansättning (innehåll av baskatjoner) och fysikaliska sammansättning (textur). En finkornig jord har större kontaktyta med markvattnet, och håller samtidigt kvar vattnet längre än en grovkornig jord, där vattnet dräneras snabbare. Detta leder till längre kontakttider med vatten hos en finkornig jord, vilket i sin tur leder till högre vittringshastigheter. Även temperatur- och fuktighetsförhållandena är av stor betydelse för vittringshastigheten, som ökar med ökad temperatur och fuktighet.

Vitringshastigheter är svåra att beräkna. Det finns avancerade modeller för beräkning av vittringshastigheter, men dessa kräver stora mängder indata om jordens fysikaliska och kemiska egenskaper, som ofta inte existerar. Detta gör att starkt förenklade modeller ofta används, där baskatjonvittringen knyts till någon känd parameter, t ex baskatjoninnehåll i jorden eller jordart. Korrigeringar kan sedan göras för temperatur och fuktighet (Sverdrup och De Vries, 1994).

### 3.3 Vegetationens näringsupptag

Den ökade mängden biomassa vid trädutväxt kräver tillskott av näring, i form av baskationer och kväve. Näringstillskottet sker främst via rotupptag och näringsobalansen kompenseras med frigörandet av vätejoner eller hydroxidjoner. Som tidigare nämnts är processen i opåverkade skogar reversibel. Vid skogsbruk är den dock irreversibel, på grund av bortförsl av träden, och bör därför tas med i SMB.

Näringsupptaget beror i första hand på trädens storlek och tillväxttakt. Trädslag, beståndets ålder, bonitet och skogsbruksmetoder (helträdsutnyttjande eller enbart stamutnyttjande) är viktiga faktorer. Näringstillgång och vattentillgång är andra faktorer som har stor betydelse (Posch *et al*, 1995). För beräkningar av näringsupptaget i den skala som detta arbete omfattar kan näringsupptaget uppskattas grovt med hjälp av data om trädslag, baskatjonvittring, nederbördsöverskott och temperatur (Posch *et al*, 1995).

### 3.4 Kväveomvandling

Nitrat kan genom biokemiska processer omvandlas till andra kväveformer, och därigenom bli ofarliga ur försurningspunkt. Två sådana processer är denitrifikation och kväveimmobilisering.

#### 3.4.1 Denitrifikation

Denitrifikation är en biokemisk process där nitrater eller nitriter reduceras till kväve i gasform, antingen som molekylärt kväve ( $N_2$ ) eller som någon kväveoxid ( $NO$  eller  $N_2O$ ). Detta innebär att kvävet lämnar ekosystemet.

Gynnsamma förhållanden för denitrifikation är tillgänglighet av nitrat, temperaturer mellan  $25^\circ C$  och  $35^\circ C$  och låg syretillgång i jorden. Sura förhållanden påverkar denitrifikationen negativt (Brady *et al*, 1996).

#### 3.4.2 Kväveimmobilisering

Kväveimmobilisering innebär omvandling av oorganiskt till organiskt kväve i mikrobiella vävnader eller växtvävnader. Denna process gör kvävet otillgängligt för andra växter och djur.

Kväveimmobiliseringen är i storleksordningen 50-400 eq/ha/år och är bl a beroende av temperaturen (Posch *et al*, 1995).

### 3.5 Kritisk alkalinitetsutlakning

Alkalinitetsutlakningen kan ses som ett mått på försurningsstatusen i en jord och definieras enligt formel 11 (Posch *et al*, 1995).

$$\text{Alk}_{\text{le}} = \text{HCO}_{3,\text{le}} + \text{RCOO}_{\text{le}} - \text{Al}_{\text{le}} - \text{H}_{\text{le}} \quad (11)$$

På sura skogsjordar kan  $\text{HCO}_{3,\text{le}}$  och  $\text{RCOO}_{\text{le}}$  försummas, formel 12 (Posch *et al*, 1995).

$$\text{Alk}_{\text{le}} = -\text{Al}_{\text{le}} - \text{H}_{\text{le}} \quad (12)$$

Den kritiska alkalinitetsutlakningen, d v s utlakningen vid kritisk belastning, är den parameter som kopplar markkemin till förändringar i ekosystemet, enligt definitionen på kritisk belastning. Genom att specificera den kritiska alkalinitetsutlakningen kan motsvarande deposition av aciditet, den kritiska belastningen, beräknas då övriga parametrar är kända.

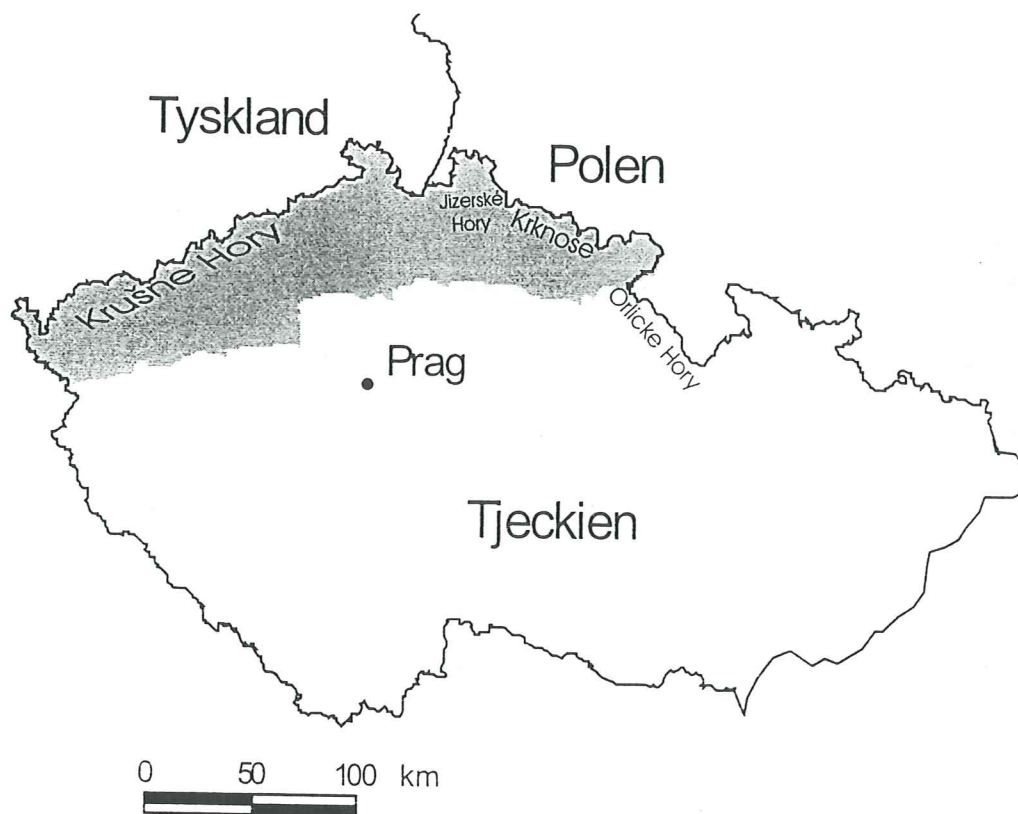
Den kritiska alkalinitetsutlakningen bestäms med hjälp av en kritisk gräns på ett kemiskt kriterium (figur 1a). Ett ofta använt kemiskt kriterium vid beräkningar av kritisk belastning i skogsmark är kvoten mellan baskatjoner och aluminiumjoner i marklösningen. Baskatjoner verkar buffrande mot försurning medan aluminium minskar näringsupptaget. Ett lågt värde på kvoten är hämmande för växtligheten. Fältförsök tyder på att en kritisk gräns på 1.0 är lämplig att använda (Warfvinge och Sverdrup, 1995). Detta innebär att då kvoten mellan koncentrationen av baskatjoner och aluminiumjoner i marklösningen är minst 1.0 anses inga skador på skogen uppkomma som kan relateras till markförsurning.

Utifrån denna gräns tillsammans med data om baskatjonmängden i marklösningen kan den kritiska aluminiumjonutlakningen,  $\text{Al}_{\text{le(crit)}}$ , beräknas. Den kritiska vätejonutlakningen,  $\text{H}_{\text{le(crit)}}$ , kan beräknas utifrån ett känt samband mellan aluminiumjonkoncentration och vätejonkoncentration i marklösningen (Sverdrup och De Vries, 1993). Därefter kan den kritiska alkalinitetsutlakningen beräknas med formel 12.



#### 4. Områdesbeskrivning

Den tjeckiska delen av "Svarta triangeln" består av fyra större bergsområden, Krušné Hory, Jizerské Hory, Krknoše och Orlické Hory, varav de tre första ligger inom studieområdet (figur 3). Bergsområdena sträcker sig längs gränserna mot Tyskland och Polen och domineras av skogsbruk. Den högsta toppen i området, Snezka, ligger i Krknoše och är 1600 m hög. Söder om bergsmassiven utbreder sig ett flackt jordbrukslandskap.



Figur 3. Studieområdets utbredning, med bergsområden längs gränserna i norr, och ett flackt jordbrukslandskap mot söder.

I stora delar av området, framför allt i norr, utgörs berggrunden av sura bergarter, främst graniter och gnejser. Dessa har gett upphov till näringsfattiga jordmåner, bl a podsoler och histosoler. I lågområdena i söder dominerar sedimentära bergarter och jordmånerna är av skiftande karaktär. I några områden finns basiska bergarter, bl a basalt, vilket avspeglas på jordarna i dessa områden som utgörs av rika brunjordar (Anonymous, 1958).

Bergsområdet kännetecknas av låga temperaturer och hög nederbörd vilket leder till ett fuktigt klimat. Årsmedelnederbörden uppe i bergen varierar mellan 900 och 1700 mm medan årsmedeltemperaturerna ligger mellan 0 och 6 °C (Anonymous, 1958).

I lågområdena finns i de sedimentära bergarterna stora brunkolsfyndigheter, som står för en stor del av Tjeckiens energiförsörjning. Många kolkraftverk och kemiska industrier är belägna i området och står för stora utsläpp av främst svavel.

Av studieområdets 1350000 ha täcks 520000 ha av skogsmark. Det dominerande trädslaget är gran (*Picea abies*). Lövskogar (främst bok men även björk och ek), som tillsammans med blandskogar utgör den naturliga vegetationen i området, förekommer bara i liten utsträckning (Cerný och Paces, 1995).

Större delen av skogen i området klassas som skadad och de svåraste skogsskadorna uppträder främst på högre höjder, över 750 m (Cerný och Paces, 1995), på bestånd som är vindexponerade. De värst exponerade bestånden har huggits ner och dessa områden är idag gräsbevuxna, med enstaka kvarlämnade döda granar.

## 5. Material och metoder

De olika parametrarna i SMB beräknades enligt kapitel 5.1-5.5. I bilaga 1 ges en överblick av tillvägagångssättet för beräkning av kritisk belastning och överskridandet av den kritiska belastningen, och de indata som användes för att beräkna de olika SMB-parametrarna.

Databehandlingen utfördes i rasterformat, med pixlar ("picture elements") på 50·50 m. För alla beräkningar där olika geografiska lager var inblandade, användes programpaketerna Xpace och Imageworks (PCI), två rasterbaserade GIS-verktyg med vektormöjligheter. Programmet "Model" i Xpace användes för att skriva enkla program för logiska operationer mellan olika geografiska lager. I bilaga 2 ges ett exempel på ett sådant program, som beräknar kritisk belastning och överskridandet av den kritiska belastningen i området. Beräkningar med punktdata utfördes i Excel. ArcView 3.0 användes för framställning av kartor.

Alla parametrar beräknades i enheten eq/ha/år (ekvivalenter per hektar och år). Ekvivalenter är detsamma som molladdningar och används för att kunna jämföra försurningsverkan hos föreningar med olika laddning.

### 5.1 Deposition

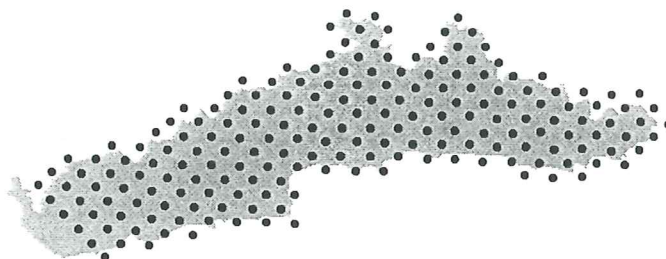
För framtagning av deposition i området användes följande data:

- Svaveldeposition (våt- och total-) från 1992 modellerad på punkter längs linjer, där avståndet mellan punkterna liksom avståndet mellan linjerna är ungefär 13 km (Bednár *et al*, 1994).
- Deposition av oxiderat kväve från 1992 modellerad för samma punkter som ovan (Bednár *et al*, 1994).
- En satellitscen från Landsat TM, TM192/25 (890918), som täcker större delen av området.
- Markanvändningskarta för två mindre områden i öster och väster som ej täcks av satellitscenen (Hese, 1995).
- Skogsmask digitaliserad från topografiska kartor, skala 1:100000.
- 8 punktmätningar från Tjeckien (tre inom området) med våtdeposition för nitrat-, ammonium-, och kloridjoner (Fiala *et al*, 1994).
- 19 punktmätningar i området med totaldeposition för svavel och baskatjoner (Hošek och Kaufman, 1992 och Cerný och Paces, 1995).

#### 5.1.1 Deposition av svavel och oxiderat kväve (nitrat)

Som bakgrund till kartläggningen av deposition av svavel och oxiderat kväve (nitrat) användes punktvärden framräknade med hjälp av en tjeckisk spridningsmodell, Charles University model (Bednár *et al*, 1994). Denna modell bygger på information om utsläpp från punktkällor, rådande vindriktningar och väderleksförhållanden samt topografi. Värden på deposition har modellerats på punkter längs räta linjer som bildar

ett regelbundet rutnät med ca 13 km mellan punkterna (figur 4). För varje punkt finns total-, våt- samt torrdepositionsvärden för svavel och nitrat.



Figur 4. Punkter med modellerad deposition av svavel och nitrat i studieområdet.

Thiessenpolygoner skapades utifrån punktvärdena för att erhålla heltäckande depositionsdata. Detta innebär att varje pixel tilldelades värdet från punkten närmast. Då punkterna var symmetriskt fördelade gav detta förfarande upphov till ett symmetriskt rutnät.

Eftersom modellberäkningarna inte tar hänsyn till markanvändning utfördes en korrigering av depositionen inom depositionsrutorna (Thiessenpolygonerna). Depositionen i rutorna skalades upp eller ner beroende på markanvändning, utifrån kriteriet att depositionen i en depositionsruta skulle hållas konstant. Det första steget i denna korrigering var att framställa en markanvändningskarta. Skogsmarken klassades i tre klasser: barrskog, lövskog och kalhygge.

Markanvändningsklassificeringen gjordes med hjälp av en satellitscen (TM192/25) från Landsat TM (Thematic Mapper). TM-sensorn har 7 våglängdsband, 1-3 i det synliga området, 4-5 och 7 i det infraröda området samt 6 i den termiska delen av det elektromagnetiska spektrat. Den geometriska upplösningen är 30-30 m.

695 polygoner med känd markanvändning (12 med lövskog, 373 med barrskog och 310 med kalhygge) (Hese, 1995) delades in i träningsytor och utvärderingsytor genom att låta varannan polygon bli träningsyta och varannan bli utvärderingsyta, i respektive markanvändningsklass.

Spektrala signaturer genererades för de olika markanvändningsklasserna för att bestämma i vilka våglängdsband de var lättast att separera. Den bästa bandkombinationen visade sig vara band 3, 4, 5 och 7, varför denna kombination användes.

En Maximum likelihoodklassning (Lillesand och Kiefer, 1994) utfördes under den digitaliserade skogsmasken. Vid denna typ av klassning, som förutsätter normalfördelning i datamaterialet, kan fördelningen beskrivas helt med hjälp av medelvärdet och kovariansen. Utifrån dessa beräknas sannolikheten för att en pixel tillhör de olika klasserna varefter pixeln tilldelas klasstillhörighet utifrån dessa

sannolikhetsberäkningar. Alla pixlar under skogsmasken tilldelades en klasstillhörighet (barr-, lövskog eller kalhygge).

En matrisanalys utfördes mellan utvärderingsytorna och motsvarande pixlar i den klassade markanvändningskartan (tabell 1).

Tabell 1. Noggrannhetsutvärdering av markanvändningsklassningen. Antal pixlar i de olika klasserna enligt markanvändningskartan (rader) och enligt utvärderingsytorna (kolumner).

Markanvändning enligt klassning	Markanvändning enligt utvärderingsytor			
	Kalhygge	Barrskog	Lövskog	Totalt
Kalhygge	1980	359	4	2343
Barrskog	73	3681	2	3756
Lövskog	179	128	66	373
<i>Totalt</i>	<i>2232</i>	<i>4168</i>	<i>72</i>	<i>6472</i>

Totalnoggrannheten, d v s andel rätt klassade pixlar dividerat med totalt antal pixlar, är 88.5 %.

Ytterkanterna av området, i väster och öster, täcktes inte av TM-scenen som användes för markanvändningskarteringen. För dessa områden användes en befintlig markanvändningsklassificering (Hese, 1995).

Nästa steg är att modifiera depositionen genom att öka eller minska depositionen i depositionsrutorna utifrån markanvändningsinformationen. Som konkret exempel på detta kan ges att depositionen i en depositionsruta skalas upp i granskog och skalas ner på öppen mark. Skalningsfaktorerna kommer i försättningen att kallas filterfaktorer, och är empiriskt framtagna kvoter mellan uppmätt totaldeposition vid olika lokaler i barr- och lövskog, och totaldeposition på motsvarande lokaler beräknad med hjälp av EMEP-modellen, där totaldepositionen modelleras i depositionsrutor på 150\*150 km (De Vries, 1994). De filterfaktorer som användes i denna studie presenteras i tabell 2. Förhållandet mellan filterfaktorerna för barr- och lövskog antas vara konstant enligt formel 13, vilket kommande beräkningar bygger på.

Tabell 2. Filterfaktorer för svaveldioxid, kväveoxider samt ammoniak i löv- och barrskog (De Vries, 1994).

Kemisk förening	Filterfaktor i lövskog	Filterfaktor i barrskog
Svaveldioxid	1.0	1.60
Kväveoxider	0.7	1.12
Ammoniak	1.2	1.92

$$ff_{\text{barr}} = R_{b/l} \cdot ff_{\text{löv}} \quad (13)$$

där  $ff$ =filterfaktor  
 $R_{b/l}=1.6$

Korrigeringen kan därefter utföras genom att multiplicera depositionen i depositionsrutorna med filterfaktorn för barrskog på mark som klassats som barrskog och med filterfaktorn för lövskog på mark som klassats som lövskog. Resterande mark (öppen mark) inom depositionsrutan erhåller en deposition enligt kriteriet att totaldepositionen i rutan måste förbli densamma som det ursprungliga depositionsvärdet. Ett annat kriterium som måste uppfyllas är att den framräknade totaldepositionen på öppen mark måste vara minst lika stor som våtdepositionen i depositionsrutan. Om så inte är fallet måste filterfaktorerna för barr- och lövskog korrigeras tills kriteriet uppfylls. Dessa två kriterier kan skrivas enligt nedan:

$$1. \text{andel}_{\text{löv}} \cdot \text{td}_{\text{löv}} + \text{andel}_{\text{barr}} \cdot \text{td}_{\text{barr}} + \text{andel}_{\text{öppen mark}} \cdot \text{td}_{\text{öppen mark}} = \text{td}_{\text{dep.ruta}}$$

$$2. \text{td}_{\text{öppen mark}} \geq \text{vd}_{\text{dep.ruta}}$$

där  $\text{andel}_x =$  andel mark med markanvändningen "x" i depositionsrutan  
 $\text{td}$  = totaldeposition  
 $\text{vd}$  = våtdeposition

Depositionen för löv- och barrskog samt öppen mark kan beräknas enligt formel 14, 15 och 16 (De Vries, 1994).

$$\text{td}_{\text{löv}} = \text{ff}_{\text{löv}} \cdot \text{td}_{\text{dep. ruta}} \quad (14)$$

$$\text{td}_{\text{barr}} = \text{ff}_{\text{barr}} \cdot \text{td}_{\text{dep. ruta}} \quad (15)$$

$$\text{td}_{\text{öppen mark}} = \frac{\text{td}_{\text{dep. ruta}} - \text{andel}_{\text{barr}} \cdot \text{td}_{\text{barr}} - \text{andel}_{\text{löv}} \cdot \text{td}_{\text{löv}}}{\text{andel}_{\text{öppen mark}}} \quad (16)$$

Andelen av de olika markanvändningsklasserna i depositionsrutorna (formel 16) beräknades med hjälp av ett Fortran-program, varefter totaldepositionen för de tre olika markanvändningsklasserna beräknades enligt formel 14-16. Detta resulterade i att tre depositionsvärden, ett för varje markanvändning, knöts till depositionsrutorna både för svavel och nitrat.

Våtdepositionen i depositionsrutan subtraherades från totaldepositionen på öppen mark och där differensen blev negativ, vilket givetvis ej kan förekomma i verkligheten, korrigerades filterfaktorerna för barrskog och lövskog så att differensen blev 0, med hjälp av formel 17 och 13 (De Vries, 1994), varefter nya depositionsvärden togs fram för dessa depositionsrutor, enligt formel 14-16.

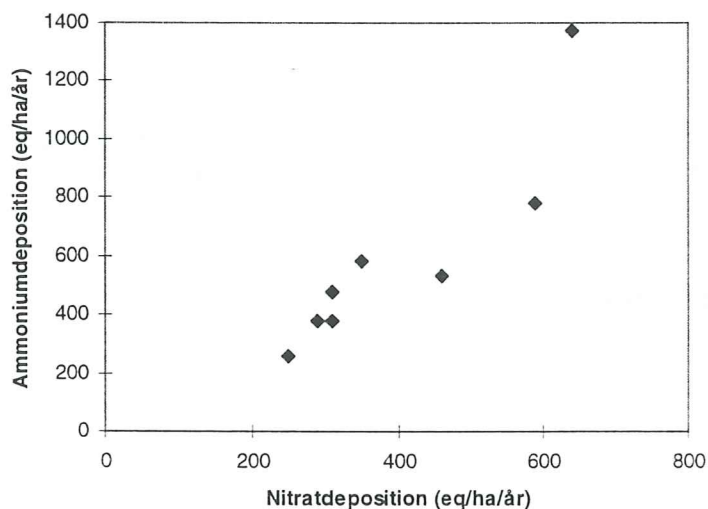
$$ff_{\text{löv}} = \frac{1 - (\text{andel}_{\text{öppen mark}} \cdot (\text{vd}_{\text{dep. ruta}} / \text{td}_{\text{dep. ruta}}))}{(\text{andel}_{\text{barr}} \cdot R_{\text{b/l}}) + \text{andel}_{\text{löv}}} \quad (17)$$

Med hjälp av dessa depositionsvärden och markanvändningen modifierades svaveldepositionen och nitratdepositionen för studieområdet (bilaga 3).

### 5.1.2 Deposition av reducerat kväve (ammoniak)

Ammoniumdepositionsdata finns tillgängliga från 8 mätstationer i Tjeckien. Enbart våtdeposition är mätt vid dessa stationer (Fiala *et al*, 1994) För samma mätstationer finns även våtdepositionsdata för nitrat.

I figur 5 är nitratdepositionen plottad mot ammoniumdepositionen vid de 8 mätstationerna. Diagrammet indikerar en trend med ökad ammoniumdeposition vid ökad nitratdeposition.



Figur 5. Ammoniumdeposition som funktion av nitratdeposition

Kvoten mellan ammoniumdeposition och nitratdeposition beräknades för de 8 mätstationerna. I tabell 3 presenteras ammoniumdeposition och nitratdeposition samt kvoten dem emellan för mätstationerna.

Tabell 3. Våtdeposition för ammoniumjoner och nitratjoner, samt kvoten dem emellan vid 8 mätstationer i Tjeckien (Fiala *et al*, 1994).

Lokal	Long.	Lat.	Ammoniumdep. (eq/ha/år)	Nitratdep. (eq/ha/år)	Ammoniumdep.
					Nitratdep.
Pec pod Snezkou	15°44'	50°41'	780	590	1.31
Destne v Orlikych horach	16°23'	50°17'	1370	640	2.15
Svratouch	16°02'	49°44'	380	310	1.24
Usti nad Labem	14°03'	50°41'	580	350	1.66
GEMS Kosetice	15°05'	49°34'	260	250	1.06
Hradec Kralove	15°50'	50°11'	480	310	1.57
Praha 4 - Libus	14°27'	50°00'	380	290	1.30
Bily Kriz	18°32'	49°30'	530	460	1.15

Medelvärdet på kvoten är 1.4. Detta medelvärde multiplicerades med nitratdepositionen (formel 18) och resultatet användes som ett mått på ammoniumdepositionen.

$$\text{NH}_{4(\text{dep})} = 1.4 \cdot \text{NO}_{3(\text{dep})} \quad (18)$$

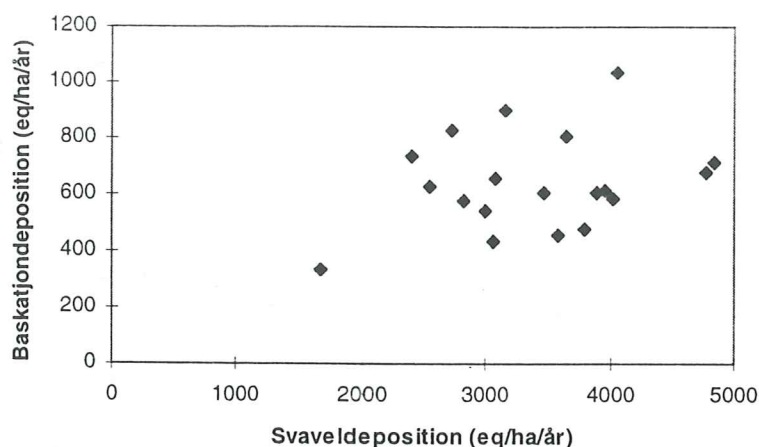
Det framräknade sambandet gäller för våtdeposition men antogs gälla även för totaldeposition. Denna generalisering innebär att filterfaktorn för ammoniak antogs vara densamma som filterfaktorn för nitrat.

### 5.1.3 Baskatjondeposition

Mätningar av baskatjondeposition finns endast i mycket begränsad utsträckning. Vid denna studie användes 10 mätningar från Krknoše och 9 från Jizerské Hory (Hošek och Kaufman, 1992 och Cerný och Paces, 1995). På grund av den dåliga spridningen hos punktmätningarna, de ligger samlade i två grupper, är alla typer av interpolationsmetoder oanvändbara.

Större delen av baskatjondepositionen är av samma ursprung som svaveldepositionen. Askan från kolkraftverken innehåller både svavel och baskatjoner och förhållandet dem emellan är relativt konstant (Sverdrup, 1997, personlig kommunikation). Då svaveldepositionsdata fanns tillgängliga för samtliga 19 mätstationerna ovan kunde kvoten mellan baskatjondeposition och svaveldeposition beräknas. I figur 6 är baskatjondepositionen vid de 19 mätstationerna plottad mot svaveldepositionen. I tabell 4 presenteras de 19 mätstationerna med tillhörande mätvärden, samt kvoten mellan baskatjondeposition och svaveldeposition.





Figur 6. Baskatjondeposition som funktion av svaveldeposition vid 19 mätstationer i Krknoše och Jizerské Hory (Hošek och Kaufman, 1992; Cerný och Paces, 1995).

Tabell 4. Baskatjon- och svaveldeposition, samt kvoten dem emellan vid 19 lokaler (Hošek och Kaufman, 1992; Cerný och Paces, 1995).

Lokal	Long.	Lat.	Baskatjondep. (eq/ha/år)	Svaveldep. (eq/ha/år)	<u>Baskatjondep.</u> <u>Svaveldep.</u>
Rychory <sup>1</sup>	15°52'44''	50°37'39''	436	3060	0.14
Hajda <sup>1</sup>	15°48'11''	50°44'03''	632	2540	0.25
Karpacz <sup>1</sup>	15°44'04''	50°45'51''	735	2394	0.31
Kolinska <sup>1</sup>	15°44'52''	50°40'25''	610	3893	0.16
Bile Labe <sup>1</sup>	15°38'30''	50°44'53''	831	2727	0.30
Zadni struhadla <sup>1</sup>	15°36'59''	50°41'13''	900	3164	0.28
Kotelska louka <sup>1</sup>	15°32'35''	50°44'46''	543	2998	0.18
Vosecka bouda <sup>1</sup>	15°30'32''	50°46'26''	656	3081	0.21
Rokytnické vleký <sup>1</sup>	15°26'35''	50°44'55''	606	3477	0.17
Bila voda <sup>1</sup>	15°27'19''	50°47'06''	616	3956	0.16
Novina <sup>2</sup>	15°18'45''	50°46'40''	575	2811	0.20
Kasarenska <sup>2</sup>	15°16'40''	50°49'30''	480	3789	0.13
Jizera SZ <sup>2</sup>	15°15'50''	50°50'00''	456	3581	0.13
Zadni kopek <sup>2</sup>	15°16'20''	50°51'00''	715	4830	0.15
Cema hora <sup>2</sup>	15°12'30''	50°49'30''	679	4768	0.14
Hrebinek ml <sup>2</sup>	15°10'00''	50°50'20''	806	3643	0.22
Hrebinek <sup>2</sup>	15°10'00''	50°50'20''	1037	4060	0.26
Milif <sup>2</sup>	15°07'30''	50°49'00''	586	4018	0.15
Uhlirska <sup>3</sup>	ca 15°10'	ca 50°40'	335	1684	0.20

<sup>1</sup>Mätstation i Krknoše (Hošek och Kaufman, 1992).

<sup>2</sup>Mätstation i Jizerské Hory (Hošek och Kaufman, 1992).

<sup>3</sup>Mätstation i Jizerské Hory (Cerný och Paces, 1995).

Medelvärden av kvoterna är 0.2. Baskatjondepositionen beräknades enligt formel 19.

$$BC_{dep} = 0.2 \cdot S_{dep}$$

(19)

Vid detta tillvägagångssätt antogs filterfaktorerna för baskatjoner vara desamma som filterfaktorn för svaveldioxid.

#### 5.1.4 Kloridjondeposition

Våtdepositionen för kloridjoner är uppmätt på samma 8 stationer som ammoniumdepositionen (tabell 3) (Fiala *et al*, 1994). Tre mätstationer, Pec pod Snezkou, Destne v Orlickych horach och Usti nad Labem ligger inom studieområdet. De tre depositionsvärdena låg på 190 (Pec pod Snezkou), 100 (Destne v Orlickych horach) och 90 eq/ha/år (Usti nad Labem). Medelvärdet på kloridjondepositionen för dessa tre stationer, 130 eq/ha/år, användes för hela området.

## 5.2 Baskatjonvittring

Baskatjonvittringen bestämdes utifrån data om jordens ursprungsbergart, lerhalt, temperatur och fuktighet, enligt formel 20 (Sverdrup och De Vries, 1994).

$$W = W_0 \cdot f(T) \cdot f(\text{fukt}) \quad (20)$$

där  $W$  = baskatjonvittring  
 $W_0$  = grundvittring baserad på jordens mineralinnehåll (ursprungsberggrund) och textur.  
 $f(T)$  = korrektionsfaktor för temperatur  
 $f(\text{fukt})$  = korrektionsfaktor för fuktighet

De indata som användes var:

- Digital jordmånskarta i skala 1:1000000 med lerhaltsanalyser för de flesta av jordmånerna (Tomasek, 1995)
- lerhaltsbestämningar enligt FAO för några av de övriga jordmånerna (FAO, 1981)
- Digital karta över årsmedeltemperaturen i skala 1:1000000 (Anonymous, 1958)
- Digital karta över årsmedelnederbörden i skala 1:1000000 (Anonymous, 1958)

### 5.2.1 Grundvittring

Värden på grundvittringen ( $W_0$ ) sattes enligt tabell 5 (De Vries, 1994). Klassindelningen med avseende på ursprungsmaterial gjordes genom att knyta jordmånerna på jordmånskartan till troliga ursprungsbergarter med hjälp av tabell 6 (De Vries *et al*, 1992). I två fall saknades jordmånsbeteckningarna i tabell 6 (mollic Cambisol och spodic Cambisol). Mollic Cambisol placerades i klass 4 och spodic Cambisol i klass 1. Klassen "anthropogenic soils", som utgörs av dagbrott eller före detta dagbrott, utslöts ur studien p g a svårigheter med att beräkna vittringshastigheter på dessa jordar.

Tabell 5. Grundvittring ( $W_0$ ) vid ett jorddjup på 0,5 m vid olika kombinationer av ursprungsmaterial och textur (De Vries, 1994).

Ursprungsmaterial <sup>1</sup>	Vittringshastighet (eq/ha/år)		
	Texturklass 1 <sup>2</sup>	Texturklass 2 <sup>2</sup>	Texturklass 3 <sup>2</sup>
<b>0. Torv</b>	125 eller 1375 <sup>3</sup>	125 eller 1375 <sup>3</sup>	125 eller 1375 <sup>3</sup>
<b>1. Surt</b>	125	625	----- <sup>4</sup>
<b>2. Intermediärt</b>	375	875	1375
<b>3. Basiskt</b>	375	1125	----- <sup>4</sup>
<b>4. Kalkrika jordar</b>	5000	5000	5000

<sup>1</sup> *Surt ursprungsmaterial* innebär jordar som härstammar från sura bergarter som sandsten, granit, kvartsit, gnejs. *Intermediärt ursprungsmaterial* innefattar bl a jordar bildade av granodiorit, fluviala och marina sedimentbergarter. *Basiskt ursprungsmaterial* är jordar från basiska bergarter, t ex gabbro, basalt och dolomit.

<sup>2</sup> Texturen indelas i tre klasser där klass 1 är grov textur (lerhalt < 18%), klass 3 är fin textur (lerhalt > 35%) och klass 2 har en lerhalt mellan 18 och 35%.

<sup>3</sup> 125 eq/ha/år i områden med "dystric Histosol" (Od) och 1375 eq/ha/år i områden med "eutric Histosol" (Oe).

<sup>4</sup> Denna kombination existerar ej i datamaterialet.

Tabell 6. Indelning av jordmånstyper (enligt FAO:s indelning) i ursprungsmaterialsklasser (De Vries *et al*, 1992). I tabell 7 kopplas FAO-beteckningarna nedan till jordmånernas namn.

Ursprungsmaterialsklass				
0	1	2	3	4
Od	Ao	Bv	Th	Bc
Oe	Bd	Ch	Tm	Be
	Bh	Cl	To	Bg
	Dd	Gd	Tv	Bk
	De	Ge		Ck
	Dg	Gh		E
	I-	Gm		Hc
	Pg	Hg		Jc
	Ph	Hh		Kk
	Pl	Hl		Lc
	Po	Je		Lv
	Pp	Kh		Re
	Qc	Kl		So
	Ql	La		Sm
	U	Lf		Vc
	Wd	Lg		Xk
		Lo		Xy
		Mo		
		Re		
		Vp		
		We		

Indelningen i texturklasser baseras på jordens lerhalt och lerhaltsbestämningar i de olika horisonterna erhöles för de flesta jordmånerna från beskrivningen av jordmånskartan (Tomasek, 1995). Ett medelvärde för lerhalten ner till 50 cm beräknades. Detta jorddjup är ungefär lika stort som trädens rotdjup varför det kan anses vara lämpligt att använda vid denna typ av beräkningar. Vid beräkning av medelvärdet viktades lerhalten i de olika horisonterna proportionellt mot

horisonttjockleken så att lerhalten i de tjockare lagren fick större betydelse än lerhalten i de tunnare lagren. För de jordmåner som saknade lerhaltsbestämningar användes lerhaltsbestämningar från FAO, 1981 eller annan information om jordmåner från litteraturen (FAO, 1981; FAO, 1990; FitzPatrick *et al*, 1986 och Brady *et al*, 1996).

I tabell 7 redovisas jordmåner i det aktuella området, motsvarande FAO-förkortning, ursprungsmaterialklass, lerhalt, texturklass samt grundvittring ( $W_0$ ).

Tabell 7. Ursprungsmaterialklass, lerhalt, texturklass samt grundvittring ( $W_0$ ) för de olika jordmånklasserna i området.

Jordmån	FAO förkortning	Urspr. mtrl-klass	Lerhalt (%)	Texturklass	$W_0$ (eq/ha/år)
Haplic Chernozem	Ch	2	23.2	2	875
Pellic Vertisol	Vp	2	52.5	3	1375
Orthic Greyzem	Mo	2	19.8	2	875
Orthic Luvisol	Lo	2	26.8	2	875
Albic Luvisol	La	2	12.2	1	375
Dystric Planosol/ (Planogleyic Luvisol)	Wd	1	13.0	1	125
Calcaric Regosol/ (Pararendzina)	Rc	4	2	-	5000
Arenosol	Q-	1	3	1	125
Eutric Regosol	Re	2	47.5	3	1375
Mollic Cambisol <sup>1</sup>	1	4	10.5	1	5000
Eutric Cambisol	Be	4	17.3	1	5000
Spodic Cambisol <sup>1</sup>	1	1	4	1	125
Dystric Cambisol (acid)	Bd	1	3	2	625
Dystric Cambisol (very acid)	Bd	1	3	2	625
Spododystric Cambisol/ (Cambic Podzol)	Bd	1	5.2	1	125
Ferrohumic Podzol	Ph	1	5.1	1	125
Eutric Fluvisol	Je	2	25.3	2	875
Fluvic Gleyic Phaeozem	Hg	2	3	3	1375
Eutric Histosol	Oe	0	2	-	1375
Dystric Histosol	Od	0	2	-	125
Ranker <sup>3</sup>	U	1	4	1	125
Antropogenic soils	-	-	-	-	-

<sup>1</sup> Finns ej med i tabell 6, men har placerats in i lämplig ursprungsmaterialklass.

<sup>2</sup> Data saknas men behövs ej i detta fallet. Vittringen är i ursprungsmaterialklass 0 och 4 oberoende av textur.

<sup>3</sup> Lerhaltsbestämningar saknas i beskrivningen av jordmånkartan men har hämtats från FAO, 1981.

<sup>4</sup> Lerhaltsbestämningar saknas. Texturklass har bestämts utifrån allmän information om jordmånens fysikaliska egenskaper (FAO, 1981; FAO, 1988; FitzPatrick *et al*, 1986; Brady *et al*, 1996).

## 5.2.2 Korrigering för temperatur

En temperaturkorrigering av vittringen utfördes enligt formel 21 (De Vries, 1994).

$$W(T) = W(T_0) \cdot e^{(A/T_0 - A/T)} \quad (21)$$

där  $W$  = baskatjonvittring (eq/ha/år)  
 $T$  = temperatur (K)  
 $T_0$  = referenstemperatur (K)  
 $A$  = konstant

Som referenstemperatur användes 281 K (Umweltbundesamt, 1996).  $A$  sattes till 3500 (Sverdrup och De Vries, 1993).

### 5.2.3 Korrigering för fuktighet

Nederbördsöverskottet (PS) beräknades enligt formel 22 och användes som ett mått på fuktigheten (Posch *et al*, 1995).

$$PS = P - E_T \quad (22)$$

där  $PS$  = nederbördsöverskott ("Precipitation surplus") (mm)  
 $P$  = årsmedelnederbörd (mm)  
 $E_T$  = "actual evapotranspiration", ett uttryck som innefattar evaporation från marken, interception och transpiration (mm).

Evapotranspirationen ( $E_T$ ) togs fram enligt Turc (Shaw, 1993) med formel 23.

$$E_T = \left( \frac{P}{\left( 0.9 + \left( \frac{P}{L} \right)^2 \right)^{0.5}} \right) \quad (23)$$

där  $P$  = årsmedelnederbörd (mm)  
 $L = 300 + 25t + 0.05 t^3$   
 $t$  = årsmedeltemperatur i luften (°C)

För att beräkna korrektionsfaktorn för fuktighet,  $f(\text{fukt})$  i formel 20, togs medel-, maximum och minimumvärdet fram för nederbördsöverskottet i området. Medelvärdet gavs en korrektionsfaktor på 1. Maximumvärdet erhöll en faktor på 2 och minimumvärdet tilldelades en faktor på 1/3 (Sverdrup, 1997, personlig kommunikation). Siffrorna presenteras i tabell 8.

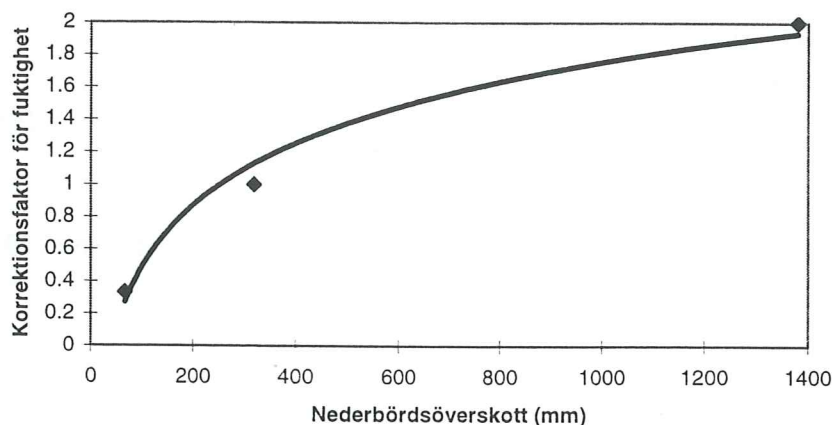
Tabell 8. Maximum-, minimum- och medelvärde för nederbördsöverskottet i området, samt korrektionsfaktorn för fuktighet för dessa.

	Nederbördsöverskott (mm)	Korrektionsfaktor för fuktighet
Minimumvärde	-121	1/3
Medelvärde	248	1
Maximumvärde	1381	2

Till dessa värden anpassades en kurva där korrektionsfaktorn för fuktighet gjordes till en funktion av nederbördsöverskottet (formel 24 och figur 7).

$$f(x) = 0.5495 \cdot \ln(x) - 2.0398 \quad (24)$$

där  $x$  = nederbördsöverskott (mm)  
 $f(x)$  = korrektionsfaktor för fuktighet



Figur 7. Korrektionsfaktor för fuktighet som funktion av nederbördsöverskott.

Med hjälp av denna formel togs korrektionsfaktorn fram, och efter multiplikation med den temperaturmodifierade grundvittringen (formel 20) erhöles ett slutligt mått på baskatjonvittringen i området (bilaga 4).

### 5.3 Vegetationens näringsupptag

Näringsupptaget i barr- och lövskog uppskattades enligt kapitel 5.3.1-5.3.2. Näringsupptaget på kalhyggen sattes till 0. De kalhuggna områdena täcks av ett snabbväxande gräs som givetvis tar upp en hel del näring, men då gräset vissnar återförs denna näring till marken. Näringsupptaget kompenseras därför av näringstillförseln och då dessa komponenter tar ut varann kan näringsupptaget sättas till 0.

De indata som användes var:

- Baskatjonvittring framtagen enligt kapitel 5.2.
- Markanvändningskarta framtagen enligt kapitel 5.1.1.
- Digital karta över årsmedeltemperaturen i skala 1:1000000 (Anonymous, 1958).
- Digital karta över årsmedelnederbörden i skala 1:1000000 (Anonymous, 1958).

### 5.3.1 Kväveupptag

Kväveupptaget klassades i tolv klasser baserat på vittring, temperatur, nederbördsöverskott samt markanvändning (barr-/lövskog), enligt tabell 9 och 10 (Posch *et al*, 1995).

Tabell 9. Indelning i kväveupptagsklasser baserat på vittring, årsmedeltemperatur (t) och nederbördsöverskott (PS) (Posch *et al*, 1995). Kväveupptaget för de sex klasserna i löv- respektive barrskog presenteras i tabell 10.

Vittring (eq/ha/år)	≥500						250-500						<250					
t (°C)	>8	8	7	6	5	<5	>8	8	7	6	5	<5	>8	8	7	6	5	<5
PS (mm/år)																		
≥1000			1	2	3	5			2	3	4	5			2	3	5	6
1000-800		1	1	2	3	5			2	3	4	5			2	3	5	6
800-600	1	1	2	2	3	5		2	2	3	4	5		2	3	3	5	6
600-400	1	2	2	2	3	5 <sup>1</sup>		2	3	3	4	5		3	3	4	5	6 <sup>1</sup>
400-200	2	3	3	3	4	5 <sup>1</sup>		3	3	4	4	5 <sup>1</sup>		3	4	5	5	6 <sup>1</sup>
<200	4	4	4	4	4 <sup>1</sup>	5 <sup>1</sup>		4	4	5	5	5 <sup>1</sup>	5 <sup>1</sup>		4	5	6	6 <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dessa siffror har kompletterats till ursprungstabellen.

Tabell 10. Kväveupptag i löv- respektive barrskog i de sex kväveupptagsklasserna i tabell 9 (Posch *et al*, 1995).

N-upptagsklass enligt uppdelning i tabell 7	N-upptag i lövskog (eq/ha/år)	N-upptag i barrskog (eq/ha/år)
1	1071	714
2	964	607
3	821	464
4	571	357
5	500	286
6	250	143

Kväveupptaget i studieområdet illustreras i bilaga 4.

### 5.3.2 Baskatjonupptag

Beräkningen av baskatjonupptaget bygger på att förhållandet mellan kväveupptag ( $N_u$ ) och baskatjonupptag ( $BC_u$ ) är känt (formel 25) (Posch *et al*, 1995).

$$N_u = BC_u/x \quad (25)$$

där  $x=0.90$  för gran  
 $x=0.70$  för tall och bok

detta ger:

$$BC_u = N_u \cdot x \quad (26)$$

Resultatet av beräkningarna av baskatjonupptaget presenteras i bilaga 5.

## 5.4 Kväveomvandling

### 5.4.1 Kväveimmobilisering

Indata för beräkning av kväveimmobilisering var:

- Digital karta över årsmedeltemperaturen i skala 1:1000000 (Anonymous, 1958)

Kväveimmobiliseringen uppskattades till värden mellan 1 och 5 kg/ha/år beroende på temperaturen (tabell 11) (Posch *et al*, 1995). Vid halva grader gavs immobiliseringen värdet mitt emellan det högre och lägre gradtalet. I bilaga 5 presenteras resultatet.

Tabell 11. Immobilisering av kväve vid olika temperaturer (Posch *et al*, 1995).

Temperatur (°C)	Immobilisering (kg N/ha/år)	Immobilisering (eq/ha/år)
<5	5	357
5	4	286
6	3	214
7	2	143
8	1.5	107
>8	1	71

### 5.4.2 Denitrifikation

Denitrifikationen är under 1 kg/ha/år (ca 70 eq/ha/år), för de flesta skogsjordar (Posch *et al*, 1995). Denitrifikationen är pH-beroende, och minskar vid minskat pH p g a låg bioaktivitet. Detta, tillsammans med det faktum att denitrifikationen är svår att uppskatta, gjorde att denna parameter försumrades i beräkningarna.

## 5.5 Kritisk alkalinitetsutlakning

För beräkning av den kritiska alkalinitetsutlakningen användes följande indata:

- Baskatjonvittring framtagen enligt kapitel 5.2
- Baskatjondeposition framtagen enligt kapitel 5.1.3
- Baskatjonupptag framtaget enligt kapitel 5.3.2



- Digital karta över årsmedeltemperaturen i skala 1:1000000 (Anonymous, 1958)
- Digital karta över årsmedelnederbörden i skala 1:1000000 (Anonymous, 1958)
- Kritisk gräns: baskatjonkoncentration/aluminiumjonkoncentration=1.0 (Warfvinge och Sverdrup, 1995)

Alkalinitetsutlakningen kan beräknas med hjälp av formel 12 för sura skogsjordar. I detta arbete antogs denna generalisering gälla för hela området. Den kritiska aluminiumutlakningen kan beräknas direkt med hjälp av definitionen av den kritiska gränsen (formel 27a). Suffixet "mol" har satts ut för att poängtera att den kritiska gränsen är en molkvot.

$$\text{Kritisk gräns}_{\text{mol}} = (\text{BC}/\text{Al})_{(\text{crit})} \quad (27a)$$

där BC= Koncentration av baskatjoner ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$ ) i marklösningen  
Al= Koncentration av aluminiumjoner ( $\text{Al}^{3+}$ ) i marklösningen

Baskatjoninnehållet i marken kan beräknas genom att summera baskatjontillförseln genom baskatjonvittring och baskatjondeposition och därefter subtrahera med baskatjonupptaget.

Den kritiska gränsen i formel 27a är en molkvot. För att kunna använda den i SMB-formeln krävs en transformation från mol till ekvivalenter. Då aluminiumjoner är trevärda, och baskatjonerna huvudskaligen tvåvärda, erhålls formel 27b, där suffixet "ekv" satts ut tillfälligt.

$$\text{Kritisk gräns}_{\text{mol}} = \left( \frac{\left( \frac{\text{BC}_{\text{ekv}}}{2} \right)}{\left( \frac{\text{Al}_{\text{ekv}}}{3} \right)} \right)_{\text{crit}} = 1.5 \cdot \left( \frac{\text{BC}_{\text{ekv}}}{\text{Al}_{\text{ekv}}} \right)_{\text{crit}} \quad (27b)$$

Vid utbrytning av Al i formel 27b med 1.0 som kritisk gräns (Warfvinge och Sverdrup, 1995) kan den kritiska aluminiumutlakningen ( $\text{Al}_{\text{le(crit)}}$ ) beräknas (formel 28). Koefficienten 0.7 exkluderar natriumjonerna från vittringen, då den kritiska gränsen är definierad som  $((\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K})/\text{Al})$  (Sverdrup och De Vries, 1994).

$$\text{Al}_{\text{le(crit)}} = 1.5 \cdot (0.7 \cdot \text{BC}_{\text{w}} + \text{BC}_{\text{dep}} - \text{BC}_{\text{u}}) \quad (28)$$

Vätejonkoncentrationen ( $[\text{H}]$ ) förhåller sig till aluminiumjonkoncentrationen ( $[\text{Al}]$ ) enligt gibbsitjämvikten i formel 29 (Sverdrup och De Vries, 1994), där de kritiska aluminium- och vätejonkoncentrationerna ( $[\text{Al}]_{\text{crit}}$  och  $[\text{H}]_{\text{crit}}$ ) används.

$$[H]_{\text{crit}} = \left( \frac{[Al]_{\text{crit}}}{K_{\text{gibb}}} \right)^{1/3} \quad (29)$$

där  $[H]_{\text{crit}}$  = kritisk vätejonkoncentration  
 $[Al]_{\text{crit}}$  = kritisk aluminiumjonkoncentration  
 $K_{\text{gibb}}$  = gibbsitkoefficient ( $300 \text{ m}^6/\text{eq}^2$ )

Gibbsitkoefficienten ( $K_{\text{gibb}}$ ) är beroende av jordart men ofta används värdet  $300 \text{ m}^6/\text{eq}^2$  som konstant (Posch *et al*, 1995).

Den kritiska aluminiumjonkoncentrationen ( $[Al]_{\text{crit}}$ ) erhöles genom att dividera den kritiska aluminiumjonutlakningen ( $Al_{\text{le(crit)}}$ ) med nederbördsöverskottet (PS), omräknat från enheten mm/år till  $\text{m}^3/\text{ha}/\text{år}$  och här kallat flödet (Q). Därefter kunde den kritiska vätejonkoncentrationen beräknas enligt formel 29. Genom att slutligen multiplicera med flödet erhöles slutligen den kritiska vätejonutlakningen ( $H_{\text{le(crit)}}$ ). Resonemanget ovan sammanfattas i formel 30 (Sverdrup och De Vries, 1994).

$$H_{\text{le(crit)}} = \left( \frac{Al_{\text{le(crit)}}}{Q \cdot K_{\text{gibb}}} \right)^{1/3} \cdot Q \quad (30)$$

Vid sammanslagning av formel 28 och 30 erhöles formel 31 (Sverdrup och De Vries, 1994).

$$H_{\text{le(crit)}} = \left( \frac{1.5 \cdot (0.7 \cdot BC_w + BC_{\text{dep}} - BC_u)}{Q \cdot K_{\text{gibb}}} \right)^{1/3} \cdot Q \quad (31)$$

Avslutningsvis kunde den kritiska alkalinitetsutlakningen beräknas enligt formel 12 (bilaga 6).

## 5.6 Kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning

Den kritiska belastningen av aciditet i skogsmark samt överskridandet av den kritiska belastningen beräknades med hjälp av formel 9 och formel 10. Se även bilaga 2.

## 5.7 Felfortplantning

I modellberäkningar av kritisk belastning samt överskridande av kritisk belastning är det svårt att validera resultaten. För att erhålla ett mått på tillförlitligheten i resultatet kan en felfortplantningsanalys utföras, där osäkerheten i indataparametrarna bedöms och dess inverkan på resultatet summeras.

I denna studie är felfortplantningsanalysen begränsad till några av de parametrar för vilka osäkerheten har stor betydelse för slutresultatet, d v s de som bidrar mycket till försurningen eller har stor motverkande effekt. De parametrar som valdes ut för att de bedömdes ge stort bidrag till osäkerheten i resultatet, var svaveldepositionen, vittringen och den kritiska alkalinitetsutlakningen. Baskatjondepositionen har stor betydelse för den kritiska belastningen i områden med hög svaveldeposition, men den har i dessa områden inte så stor betydelse för överskridandets storlek, då svaveldepositionen slår igenom kraftigt här.

Medelvärdet för svaveldepositionen och den kritiska belastningen beräknades för 13 områden som utgör administrativa enheter (figur 8). Detta är delvis samma områden som sedan används för jämförelser med skogsskador (kapitel 5.8), varför de ansågs lämpliga att använda även här. En punkt i varje område, där både svaveldeposition och den kritiska belastning låg nära medelvärdena, valdes ut för analys. Dessutom valdes ytterligare fyra punkter ut, med extremt höga respektive låga värden på svaveldeposition och kritisk belastning. De utvalda punkterna presenteras i tabell 12.

Tabell 12. Punkter för vilka felfortplantningsanalys utfördes.

Punkt	Beskrivning	Svaveldeposition (eq/ha/år)	Kritisk belastning (eq/ha/år)
1	Belägen i område 1	2063	2200
2	Belägen i område 2	2210	1874
3	Belägen i område 3	2981	3160
4	Belägen i område 4	7094	4611
5	Belägen i område 5	6420	5408
6	Belägen i område 6	3979	4320
7	Belägen i område 7	3156	4470
8	Belägen i område 8	3862	3370
9	Belägen i område 9	4695	4651
10	Belägen i område 10	5007	4782
11	Belägen i område 11	3929	4294
12	Belägen i område 15	2597	2487
13	Belägen i område 19	2289	2377
14	Extremt hög deposition och kritisk belastning	19317	18943
15	Hög deposition och hög kritisk belastning	11351	6705
16	Låg deposition och låg kritisk belastning	283	817
17	Låg deposition och hög kritisk belastning	1795	10063

### 5.7.1 Svaveldeposition

Osäkerheten i på de modellerade punkterna med svaveldeposition uppskattas till 20% (Brechler, 1996, personlig kommunikation). Denna siffra är mycket ungefärlig, och efter interpolation och modifikation för markanvändning är den ännu mer osäker.

För att testa modellens känslighet för variation i svaveldepositionen ökades respektive minskades den med 20%, varefter överskridandet vid den nya depositionen beräknades vid de 17 punkterna i tabell 12. Baskatjondepositionen korrigerades så att förhållandet till svaveldepositionen förblev konstant och den kritiska

alkalinitetsutlakningen räknades om med den nya baskatjondepositionen. En likadan analys gjordes även för en osäkerhet på  $\pm 50\%$ .

### 5.7.2 Vittring

Osäkerheten i vittringen är också svår att bedöma. Grundvittringsvärdena är behäftade med en osäkerhet som är svår att kvantifiera och modifikationen för fukt och temperatur leder till ytterligare osäkerheter. För att testa hur osäkerheten i vittringen påverkar överskridandet förändrades den med  $\pm 50\%$  på de 17 punkterna i tabell 12.

Både näringsupptaget och den kritiska alkalinitetsutlakningen påverkas av vittringens storlek, varför dessa parametrar räknades om med de nya vittringsvärdena och användes vid beräkning av överskridandet.

### 5.7.3 Kritisk alkalinitetsutlakning

Den kritiska alkalinitetsutlakningen sätts till ett gränsvärde utifrån kunskaper om kopplingen mellan kemiska förändringar i marken och skador hos ekosystemet (Sverdrup och Warfvinge, 1993). I denna parameter finns två typer av osäkerheter, dels osäkerheten i gränsvärdet på kvoten mellan koncentrationerna av baskatjoner och aluminium i marklösningen, dels osäkerheterna i parametrarna som ingår i formlerna för beräkning av alkalinitetsutlakning (formel 13, 28 och 31), dvs flöde, baskatjonupptag, baskatjondeposition och baskatjonvittring.

Denna analys begränsas till att testa gränsvärdets betydelse för överskridandet. I beräkningarna har gränsvärdet 1.0 använts. Gränsvärden på 0.5 och 1.5 kan anses innebära hög respektive låg risk för att skador uppkommer på träden (Warfvinge och Sverdrup, 1995). Kvoten sattes därför till 0.5 och 1.5 för att finna vilken effekt det har på överskridandet. Detta gjordes för de 17 punkterna i tabell 12.

### 5.7.4 Svaveldeposition, vittring och kritisk alkalinitetsutlakning

En sammanslagning av osäkerheterna i svaveldepositionen, vittringen och den kritiska alkalinitetsutlakningen utfördes även på de 17 punkterna. Överskridandet beräknades dels för hög svaveldeposition (+20%), låg vittring (-50%) och hög kritisk gräns (1.5), dels för låg svaveldeposition (-20%), hög vittring (+50%) och låg kritisk gräns (0.5). På så vis erhöles det högsta och lägsta möjliga överskridandet vid kombination av de tre olika osäkerhetsfaktorerna.

## 5.8 Jämförelser med skogsskador

För jämförelser mellan överskridandet av den kritiska belastningen och skogsskadornas utbredning användes följande indata:

- Skogsskadedata från 1995 för 13 områden på mellan 25000 och 85000 ha som utgör administrativa enheter (figur 8). Skogsskadeinformationen anges dels i form av andel gran- och tallskog i 8 skogsskadeklasser (tabell 13), dels i andel av skogsmarken som utgörs av skogsskaderelaterade kalhyggen, bilaga 7. De 8 skogsskadeklasserna baseras på barrförlust.

- 55 permanenta provytor på 0.1-0.6 ha (figur 8) med information om andel skog i 6 olika skadeklasser (tabell 14) samt "viktad medelskadeklass", från 1992. Den viktade medelskadeklassen är beräknad genom att multiplicera varje skadeklass med respektive värde på andel skog, och därefter summera produkterna. På den ytterst begränsade arean hos provytorerna behandlas de som koordinatsatta punkter.

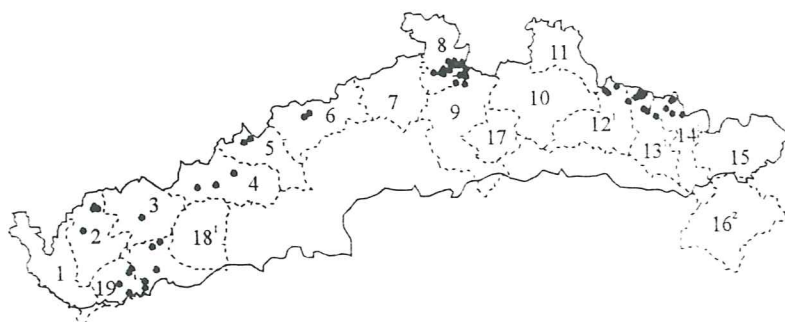
Tabell 13. Skadeklassindelning i 13 av områdena i figur 8 (UNEP, 1995).

Skadeklass	Definition
0	Ingen skada
0/1	0-20% av träden något <sup>1</sup> skadade
1	0-5% svårt <sup>3</sup> skadade
2	6-30% svårt skadade eller 33-84% med mediär <sup>2</sup> skada
3a	31-50% svårt skadade eller 84-100% med mediär skada
3b	51-70% svårt skadade
4a	>70% svårt skadade
4b	>70% döda

<sup>1</sup> Något skadade innebär 5-25% barrförlust.

<sup>2</sup> Mediär skada innebär 25-50% barrförlust.

<sup>3</sup> Svårt skadade innebär >50% barrförlust.



Figur 8. Administrativa gränser (streckade linjer) mellan olika områden med skogsskadedata i studieområdet, samt 55 permanenta provytor med skogsskadedata.

<sup>1</sup> Skogsskadedata saknas för 1995.

<sup>2</sup> Större delen av området ligger utanför studieområdet.

Tabell 14. Skadeklassindelning på de 55 permanenta provytorerna i figur 8.

Skadeklass	Definition
1	Frisk skog
2	20-25% barrförlust
3	25-50% barrförlust
4	50-75% barrförlust
5	>75% barrförlust
6	Död skog

Medelvärde, medianvärde och maximumvärde av överskridandet av den kritiska belastningen togs fram för skogsmarken i de 13 områdena. Andelen skog i de svårast skadade klasserna (4a och 4b), i respektive område, plottades mot dessa tre mått på överskridandet. Samma sak gjordes för andelen skogsskaderelaterade kalhyggen.

Överskridandet för de permanenta provytorna togs fram och plottades mot den viktade medelskadeklassen. Fyra av punkterna föll bort, då de låg utanför skogsmarken enligt den digitaliserade skogsmarken.

## 6. Resultat

### 6.1 Kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning

I bilaga 8-9 presenteras kartor över den kritiska belastningen av aciditet (bilaga 8) samt överskridandet av den kritiska belastningen (bilaga 9) i skogsmark i studieområdet. Överskridandeberäkningarna är baserade på 1992 års deposition.

Merparten av skogsmarken har en kritisk belastning på mellan 500 och 3000 eq/ha/år. Den är lägst längst österut, längst västerut, samt i området söder och väster om Jizerské Hory. På vissa håll är den dock avsevärt högre och den högsta kritiska belastningen uppgår till 19000 eq/ha/år.

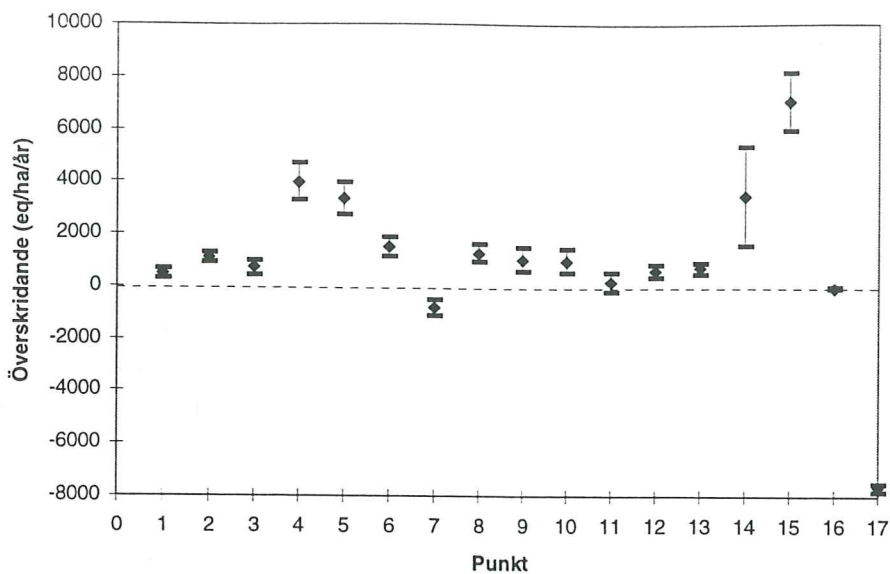
Den kritiska belastningen överskrids på 400000 ha i studieområdet, vilket motsvarar 76 % av skogsmarken. På 34000 ha (7% av skogsmarken) är överskridandet högre än 4000 eq/ha/år. Det högsta överskridandet finns i den centrala delen av området, medan det avtar åt väster och öster.

De områden där den kritiska belastningen underskrids sammanfaller till stor del med jordarna "Eutric Cambisol", "Mollic Cambisol" och "Calcaric Regosol" som tillhör den högsta vittringsklassen. Dessa jordar utgör en yta på 98000 ha, varav den kritiska belastningen underskrids på 96000 ha. På övriga jordar, som har en area på 420000 ha, underskrids den kritiska belastningen enbart på 24000 ha.

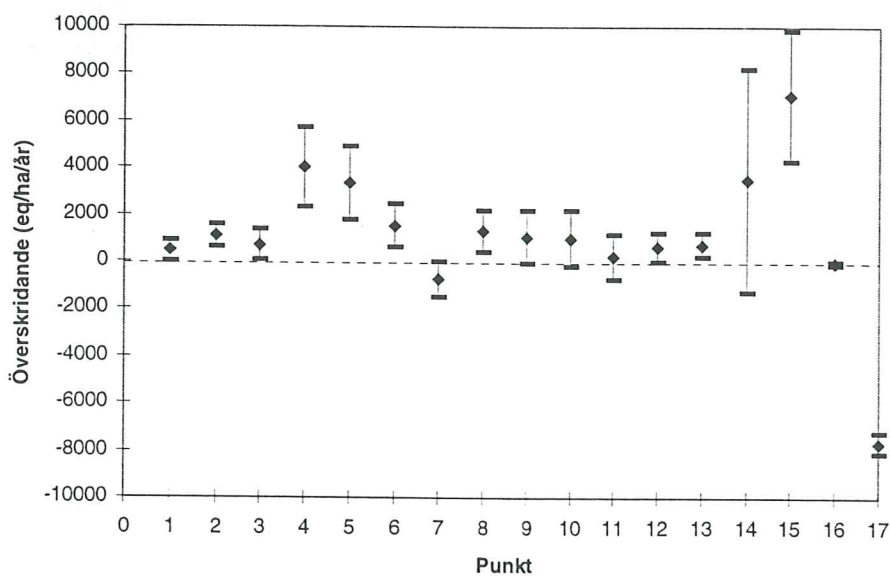
### 6.2 Felfortplantning

#### 6.2.1 Svaveldeposition

Vid en förändring av svaveldepositionen med  $\pm 20\%$  samt  $\pm 50\%$  på de 17 punkterna i tabell 12 erhöles två intervall på överskridandet för varje punkt. I figur 9-10 presenteras dessa intervall för de 17 punkterna, på 20%-nivån i figur 9 och på 50%-nivån i figur 10.



Figur 9. Överskridandet av den kritiska belastningen vid de 17 punkterna (tabell 12), samt osäkerhetsintervallen vid förändring av svaveldepositionen med  $\pm 20\%$ .



Figur 10. Överskridandet av den kritiska belastningen vid de 17 punkterna (tabell 12), samt osäkerhetsintervallen vid förändring av svaveldepositionen med  $\pm 50\%$ .

Punkterna 14-17, med extrema värden på deposition och/eller kritisk belastning, representerar bara en mycket liten andel av ytan medan övriga punkter är valda för att representera respektive område på ett bra sätt. Punkterna 14 och 15, med extremt hög svaveldeposition, är de punkter där osäkerheten är störst. Osäkerheten är allra störst i punkt 14, där även kritisk belastning är mycket hög. I punkterna 16 och 17, med låg svaveldeposition, är däremot osäkerheten liten, speciellt i punkt 16 där även den kritiska belastningen är låg. Enbart på en punkt, punkten i område 11, är det omöjligt

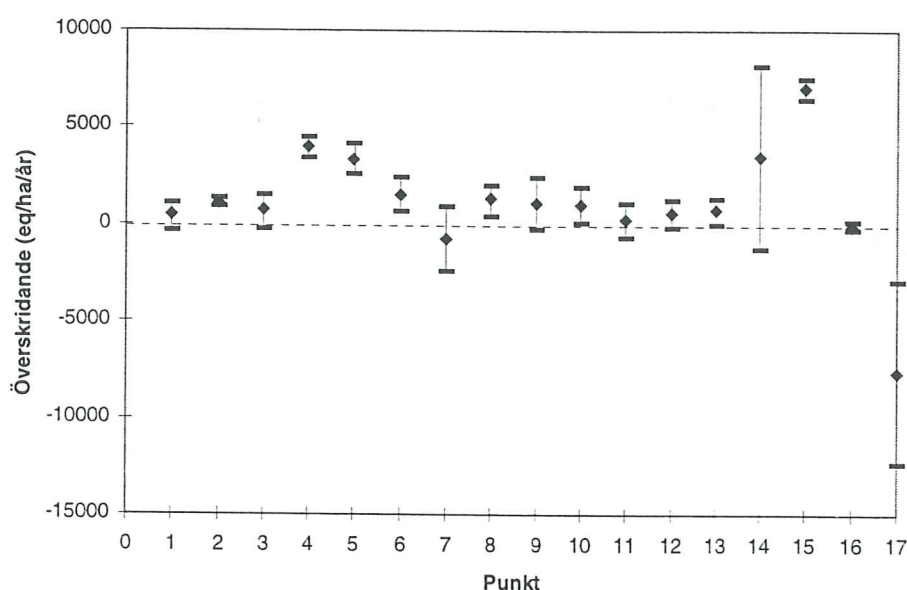


att säkerställa om den kritiska belastningen underskrids eller överskrids vid en osäkerhet på 20%.

På 50%-nivån tillkommer tre punkter, 9, 10 och 14 på vilka ett överskridande ej kan säkerställas. Av figur 9 och 10 framgår att osäkerheten i regel är större vid högre värden på överskridandet av den kritiska belastningen.

### 6.2.2 Vittring

Resultatet av analysen av vittringens betydelse för osäkerheten i överskridandet presenteras i figur 11, där intervallen på överskridandet vid en osäkerhet i vittringen på  $\pm 50\%$  illustreras för de 17 punkterna.



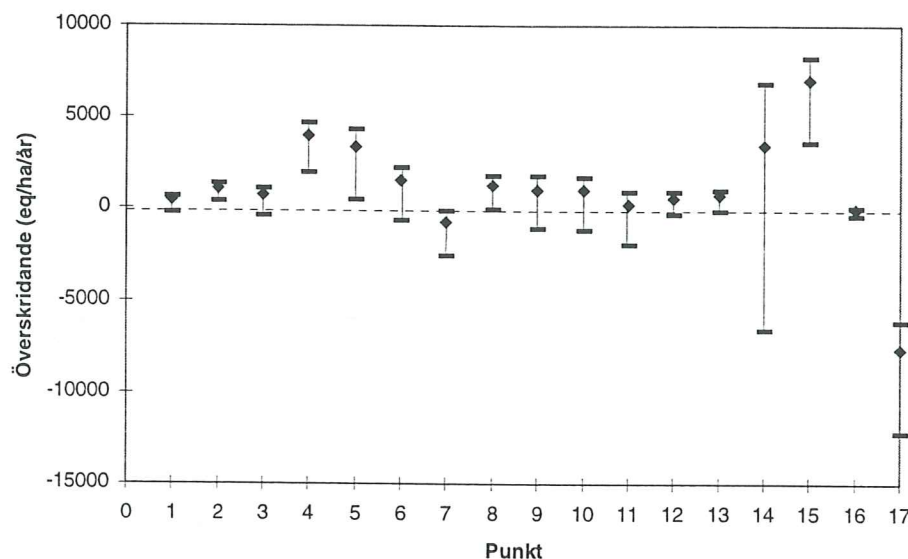
Figur 11. Överskridandet av den kritiska belastningen vid de 17 punkterna (tabell 12), samt osäkerhetsintervallen vid förändring av vittringen med  $\pm 50\%$ .

En osäkerhet på  $\pm 50\%$  på vittringen ger stor osäkerhet i överskridandet, då förutom vittringen också baskatjonupptaget, kväveupptaget och framför allt den kritiska alkalinitetsutlakningen påverkas. I 9 av de 17 punkterna är det inte möjligt att säkerställa huruvida det råder överskridande eller underskridande om osäkerheten i vittringen är 50%.

Vid hög kritisk belastning (punkt 14 och 17), vilket i dessa fall även innebär hög vittring, är osäkerheten som störst. Det motsatta gäller vid punkt 15 och 16, som har jämförelsevis låg osäkerhet.

### 6.2.3 Alkalinitetsutlakning

En höjning av den kritiska gränsen från 1.0 till 1.5 innebär att mindre aluminium i förhållande till baskatjoner accepteras i marklösningen, vilket leder till en höjning av överskridandet. En sänkning av den kritiska gränsen till 0.5 leder till motsatt effekt. I figur 12 illustreras osäkerhetsintervallen på överskridandet som togs fram vid denna analys, där den kritiska gränsen sattes till dels 0.5, dels 1.5.



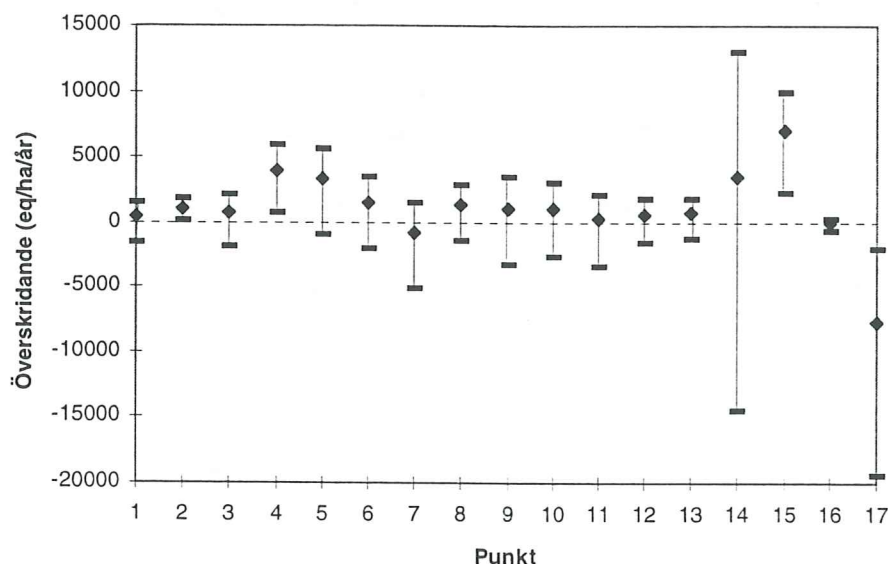
Figur 12. Överskridandet av den kritiska belastningen vid de 17 punkterna (tabell 12), samt osäkerhetsintervallen vid förändring av den kritiska gränsen med  $\pm 0.5$  enheter.

För hela 10 av de 17 punkterna, går det inte att säkerställa om det råder överskridande eller underskridande då den gränsen på kvoten mellan baskatjoner och aluminium varierar mellan 0.5 och 1.5. En sänkning av gränsen till 0.5 har mycket större effekt på överskridandet än en höjning till 1.5.

Denna analys skiljer sig från de båda föregående, eftersom den kritiska gränsen är konstant över hela området. Den absoluta förändringen av överskridandet är emellertid inte konstant över området vid en förändring av den kritiska gränsen, vilket innebär att den relativa skalan förändras. På punkt 14, där osäkerheten är extremt stor, är t ex överskridandet det näst högsta vid en kritisk gräns på 1.5, medan samma punkt har det näst högsta underskridandet vid en kritisk gräns på 0.5. Det är den höga kritiska belastningen på punkt 14 som ger upphov till den stora osäkerheten.

#### 6.2.4 Svaveldeposition, vittring och kritisk alkalinitetsutlakning

Osäkerheten i överskridandet vid osäkerheter i svaveldepositionen ( $\pm 20\%$ ), i vittringen ( $\pm 50\%$ ) och i den kritiska gränsen ( $\pm 0.5$  enheter) presenteras som osäkerhetsintervall i figur 13.

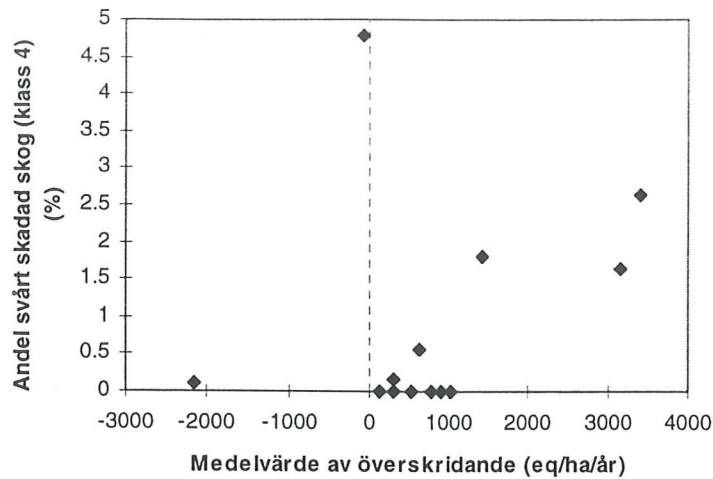


Figur 13. Överskridandet av den kritiska belastningen vid de 17 punkterna (tabell 12), samt osäkerhetsintervallen vid förändring av svaveldepositionen med  $\pm 20\%$ , vittringen med  $\pm 50\%$  samt den kritiska gränsen med  $\pm 0.5$  enheter.

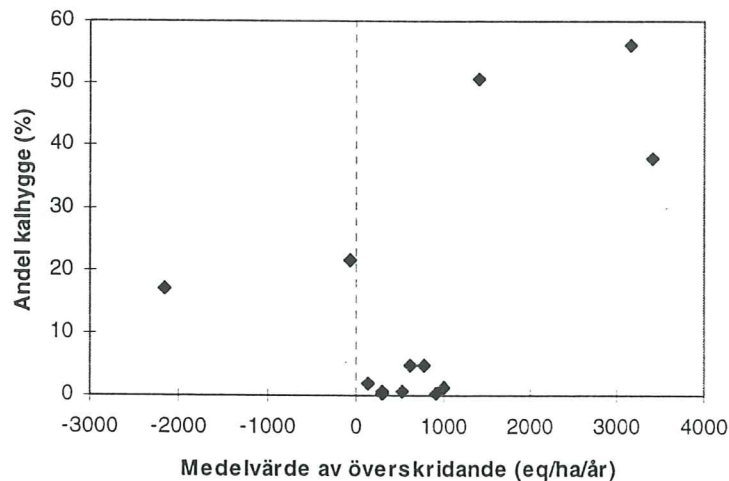
Sammanlagningen av osäkerheterna i de tre parametrarna ger en markant ökning av storleken på osäkerhetsintervallen.

#### 6.3 Jämförelser med skogsskador

I bilaga 7 illustreras den geografiska spridningen av svåra skogsskador (klass 4a och b enligt tabell 13) och skogsskaderelaterade kalhyggen i 17 områden (administrativa enheter). I figur 14-19 är andel svårt skadad skog samt andel kalhyggen plottade mot medelvärdet, medianvärdet och maximumvärdet av överskridandet av den kritiska belastningen i de olika områdena. Få punkter och stora osäkerheter försvårar tolkningen.



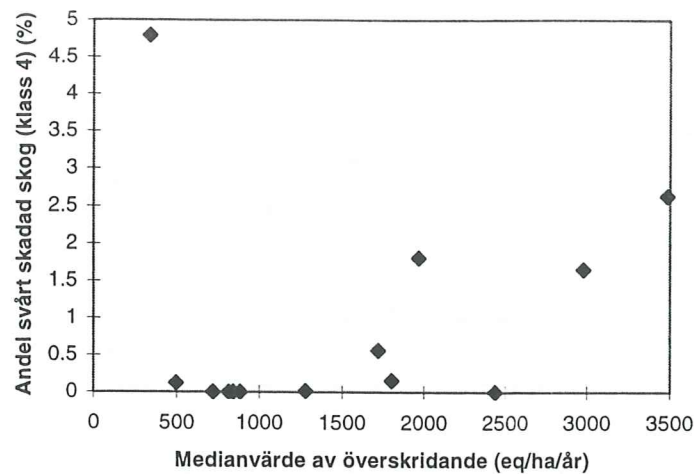
Figur 14. Andel gran- och tallskog i skadeklass 4 (tabell 13) som funktion av medelvärdet av överskridandet av den kritiska belastningen i 13 områden (bilaga 7).



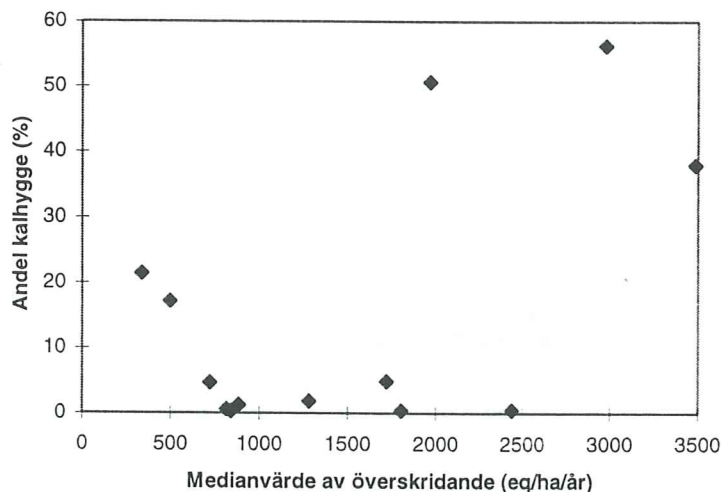
Figur 15. Andel skogsskaderelaterade kalhyggen som funktion av medelvärdet av överskridandet av den kritiska belastningen i 13 områden (bilaga 7).

I figur 14, där andel skog i skadeklass 4 är plottad mot medelvärdet på överskridandet av den kritiska belastningen, har de områden som har ett överskridande under 1000 eq/ha/år mindre än 1% skadad skog, med undantag för ett område, som har den högsta andelen skadad skog, 5%. Tre områden har ett överskridande på över 1000 eq/ha/år och alla har en andel skog i skadeklass 4 på över 1.5%. Medelvärdena av överskridandet i två av områdena underskrider 0.

Med andelen kalhyggen på y-axeln (figur 15) är bilden densamma, med undantag av att lokalen med högst andel skadad skog (figur 14) inte utmärker sig på samma sätt när det gäller andel kalhyggen (figur 15). De områden med ett överskridande under 1000 eq/ha/år har högst 22 % kalhyggen, medan skogsmarken i de områden där den kritiska belastningen överskrids med minst 1000 eq/ha/år består av mellan 35 och 55 % kalhyggen.

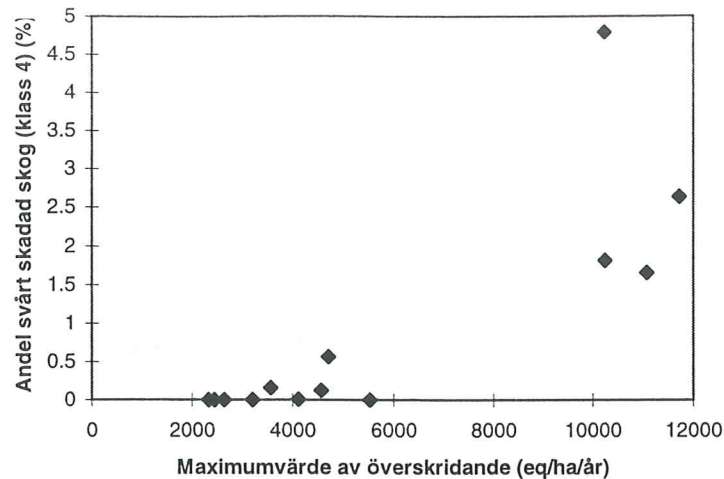


Figur 16. Andel gran- och tallskog i skadeklass 4 (tabell 13) som funktion av medianvärdet av överskridandet av den kritiska belastningen i 13 områden (bilaga 7).

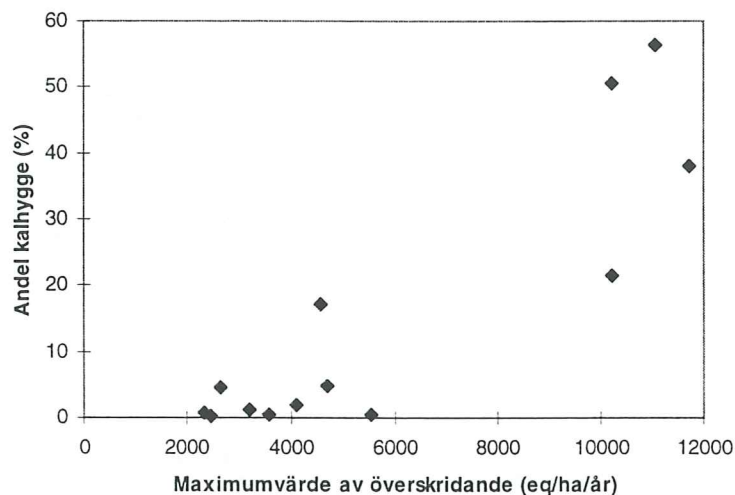


Figur 17. Andel skogsskaderelaterade kalhyggen som funktion av medianvärdet av överskridandet av den kritiska belastningen i 13 områden (bilaga 7).

Ett mått, som inte är lika känsligt för extrema värden som medelvärdet, är medianen. I figur 16-17, där andel svårt skadad skog respektive andel kalhyggen är plottade mot medianvärdet av överskridandet, avspeglas denna skillnad. Till skillnad från medelvärdena underskrider inget av medianvärdena 0. Den generella bilden är dock ungefär likadan då medianvärden används som då medelvärden används. De tre områdena med mycket höga medelvärden på överskridandet och samtidigt hög skogsskadegrad, som tydligt kan separeras från de övriga i figur 14 och 15, syns även då medianvärden på överskridandet används, om än inte lika tydligt.



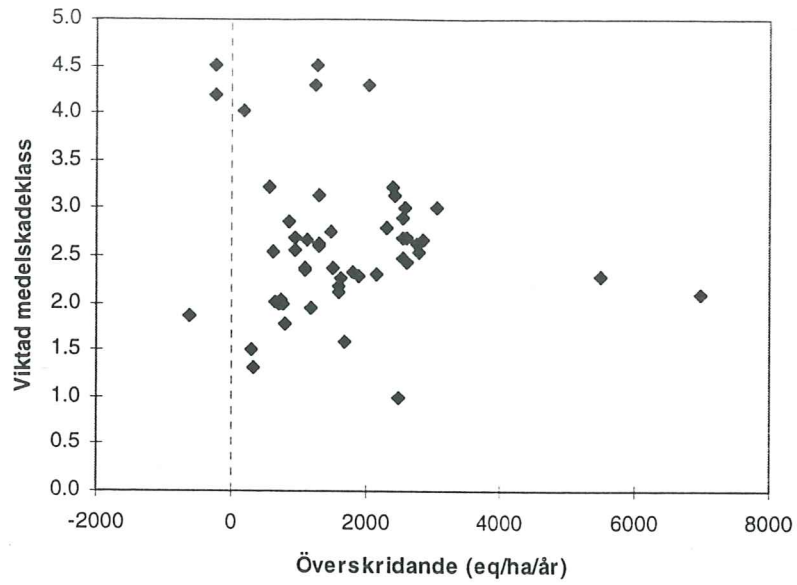
Figur 18. Andel gran- och tallskog i skadeklass 4 (tabell 13) som funktion av maximumvärdet av överskridandet av den kritiska belastningen i 13 områden (bilaga 7).



Figur 19. Andel skogsskaderelaterade kalhyggen som funktion av maximumvärdet av överskridandet av den kritiska belastningen i 13 områden (bilaga 7).

Ett tredje mått på överskridandet som användes vid jämförelser med skogsskador var maximumvärdet i de olika områdena. I figur 18-19 är andel svårt skadad skog och kalhyggen plottade mot maximumvärdet på överskridandet i de olika områdena. I båda diagrammen kan man tydligt skilja mellan två olika grupper. Områden med ett maximumöverskridande på 6000 eq/ha/år eller lägre, har högst 0.5% svårt skadad skog och högst 20 % kalhyggen. Där det maximala överskridandet överstiger 10000 eq/ha/år är mellan 1.5% och 5% av skogen svårt skadad och 20-60% av skogsmarken utgörs av kalhygge.

I figur 20 är den viktade medelskadeklassen (tabell 14) plottad mot överskridandet av den kritiska belastningen på 51 provtytor (figur 8). Utifrån detta datamaterial kan inga klara samband mellan överskridande och medelskada påvisas.



Figur 20. Viktad medelskadeklass (tabell 14) i 51 permanenta provytor som funktion av överskridandet av den kritiska belastningen.

## 7. Diskussion och slutsatser

Den kritiska belastningen varierar mycket kraftigt inom studieområdet. De lokala variationerna beror främst på variationer i det geologiska underlaget, som påverkar vittringshastigheten. Dessa variationer gör att trenderna, som främst beror på temperaturvariationer och variationer i fuktighet, inte framträder tydligt. Dessutom sammanfaller inte hög temperatur (i lågområdena) med högt nederbördsöverskott (bergsområdena), vilket gör att dessa faktorer motverkar varandra.

Kartläggningen över överskridandet av den kritiska belastningen av aciditet visar på att det högsta överskridandet påträffas i Krušné Hory-massivet på gränsen mot Tyskland. Den kritiska belastningen är förhållandevis hög i området men svaveldepositionen slår igenom kraftigt. Överskridandet avtar ut mot studieområdets östra och västra gräns. Denna trend beror främst på depositionen av svavel i området, som uppvisar en liknande trend.

På vissa håll förekommer stora variationer i överskridande på mycket korta avstånd, ett område med högt överskridande kan angränsa till ett område med underskridande. I dessa områden är det geologin som gör utslag. Kalkhaltiga jordar med hög buffringkapacitet leder till hög kritisk belastning, vilket ofta innebär att den kritiska belastningen underskrids, trots hög svavelbelastning. I området i Krušné Hory där svaveldepositionen är som allra högst (bilaga 3) överskrids dock den kritiska belastningen kraftigt, trots att den kritiska belastningen är hög. I områden med hög svaveldeposition har även markanvändningen mycket stor betydelse för överskridandets storlek.

Osäkerheter i indatamaterialet, felfortplantning vid modelleringen samt osäkerheter beträffande länken mellan belastning av aciditet och effekter på ekosystemet, innebär att kartan över överskridandet bör tolkas med en viss försiktighet. Felfortplantningsanalysen, där modellens känslighet för osäkerheter i svaveldeposition och vittring testades, visar på att även då osäkerheten i enbart en parameter beaktas blir osäkerheten i överskridandet stor. Då osäkerheterna i samtliga parametrar beaktas ökar givetvis även osäkerheten i slutresultatet. I detta sammanhanget är det dock viktigt att ha i åtanke att sannolikheten är störst att ett värde ligger mitt i osäkerhetsintervallet, medan den avtar ut mot intervallets gränser. Dessutom är sannolikheten mycket liten att ett s k "worst case" inträffar, d v s att alla parametrarna har ett värde längst ut i osäkerhetsintervallet, som påverkar överskridandet i samma riktning. Vid en mer utförlig felfortplantningsanalys är det viktigt att även ta hänsyn till eventuella samvariationer mellan olika parametrar.

Valet av kritisk gräns, som länk mellan deposition och effekter på ekosystemet, baseras på fältförsök. Gränsen bör ligga i intervallet 0.5-1.5 och med nuvarande kunskaper är det svårt att definiera en mer exakt gräns (Cronan *et al*, 1995). Den kritiska gränsen visade sig ha stor betydelse för överskridandet. I områden med för området normalhög kritisk belastning hölls den relativa skalan i stort sett intakt då den kritiska gränsen varierades, men på punkter med mycket hög kritisk belastning har valet av kritisk gräns stor betydelse både för den absoluta och den relativa skalan.



Jämförelser mellan överskridandet och skogsskadefrekvensen i området innebär en del svårigheter. Först och främst bör man ha klart för sig att ett överskridande av den kritiska belastningen säger oss att skador på ekosystemet kommer att uppkomma, men det säger inget om när detta kommer att ske. Dagens överskridande bör därför relateras till framtidens skogsskador. I denna studie jämfördes i stället skogsskadesituationen i dagsläget, med överskridandet i dagsläget. På en hög deposition under lång tid kan jämförelsen anses vara relevant.

En annan svårighet vid jämförandet är varierande skalor hos överskridandekartan och skogsskadeinformationen. De områden med skogsskadedata som användes hade en yta på mellan 25000 och 85000 ha. Depositionen och markförhållandena kan liksom skogsskadorna variera mycket inom ett så pass stort område. Då den geografiska spridningen av skogsskadorna inom varje område inte är känd måste varje område behandlas som en enhet, även med avseende på överskridande. Den rumsliga upplösningen på skogsskadeinformationen från områdena är för låg för att en jämförelse med överskridandet ska vara optimal.

Vid visuella jämförelser mellan överskridandet (bilaga 9) och dels andel svårt skadad skog, dels andel skogsskaderelaterade kalhyggen (bilaga 7), kan samband konstateras. Vid Krušné Hory, längs gränsen mot Tyskland, är skadesituationen som värst och det är även här som det högsta överskridandet påträffas. Överskridandet överstiger här 4000 eq/ha/år på många håll. Vid Jizerské Hory vid gränsen mot Polen finns också en hög andel svårt skadad skog och skogsskaderelaterade kalhyggen och även här finns områden med ett överskridande på över 4000 eq/ha/år. Tolkningsmöjligheterna begränsas dels av att områdena är så stora, dels av att skogsskadedata saknas i stora delar av studieområdet.

Tre mått användes på överskridandet inom varje område, medelvärde, medianvärde och maximumvärde. Då andel skog i skogsskadeklass 4 och andel skogsskaderelaterade kalhyggen plottades mot dessa tre mått på överskridandet kunde datamaterialet delas in i två grupper, en med lågt överskridande och låg andel skadad skog och kalhyggen, samt en med högt överskridande och hög andel skadad skog och kalhyggen. Denna indelning syns tydligast då maximumvärdet användes. Detta kan förklaras med följande exempel.

Antag att två områden, A och B, har samma medelvärde och medianvärde på överskridandet, 1000 eq/ha/år. I område A varierar överskridandet bara mellan 500 och 1500 eq/ha/år, medan minimum- och maximumvärdet i område B är -5000 respektive 5000. Trots att medel- och medianvärdet är desamma i områdena är det troligt att område B har högst andel svårt skadad skog, förutsatt att det finns ett samband mellan skogsskadegrad och överskridande.

En annan typ av skogsskadedata, viktad medelskadeklass från 51 permanenta provytor, användes också för jämförelser med överskridandet. Inget tydligt samband kunde påvisas. Dessa provytor är mycket små (0.1-0.6 ha) vilket innebär svårigheter vid jämförelser med överskridandekartan, som baseras bl a på kartor i skala 1:1000000 samt modellerad deposition med en upplösning på ca 13 km. Skadegraden varierar kraftigt på lokal nivå, där faktorer som topografi, skogsbruksmetoder, beståndens ålder, mm, har stor betydelse. För att i denna upplösning dra några säkra

slutsatser om ett eventuellt samband mellan skogsskador och överskridande hade betydligt fler provytor med skogsskadeinformation behövts.

Av resonemanget ovan kan slutsatsen dras att ingen av de båda typerna av skogsskadeinformation är optimal för att göra jämförelser mellan skogsskador och överskridande. Områden på i storleksordningen 5000-10000 ha, med samma skogsskadeinformation som de områden som använts i denna studie, torde vara mer lämpade till att använda sig av vid jämförelser mellan skogsskador och överskridande.

## 7.1 Felkällor

En modell är en förenkling av verkligheten och innehåller därmed ett viss mått av generaliseringar som leder till fel i större eller mindre utsträckning. Därutöver tillkommer osäkerheten i modellens indata och i fallet med SMB, osäkerheten hos den kritiska gränsen. Följande avsnitt är ett försök att sammanställa de osäkerhetskällor som finns för de olika parametrarna i SMB.

Svavel- och nitratdepositionen som användes bygger på en spridningsmodell där hänsyn tas till utsläppskällors geografiska läge och emission, rådande vindriktning, nederbörd och topografi. Upplösningen på den topografiska informationen är dock låg och ingen hänsyn tas i modellen till variationer i markanvändning, vilket leder till stora osäkerheter i resultatet.

Med hjälp av de framtagna punktvärdena skapades Thiessenpolygoner, vilket gav upphov till rutor på ca 13·13 km. I ett försök att förfina depositionsdatan genom att även ta hänsyn till markanvändning användes filterfaktorer. Det kan förefalla tveksamt att modifiera modellerade värden. Dessutom inkluderas nya osäkerheter, bl a eftersom den satellitbildsklassade markanvändningskartan innehåller osäkerheter på grund av få träningsytor för lövskog. Ett bättre alternativ är givetvis att bygga in markanvändningen i modellen och detta är också på gång (Bednár *et al*, 1994). I denna studie gjordes bedömningen att modifieringen med hjälp av filterfaktorer förbättrar ursprungliga depositionsdata.

Ammoniumdepositionen skalades mot nitratdepositionen utifrån ett beräknat förhållande mellan våtdeposition för ammoniak och nitrat. Förhållandet beräknades som ett medelvärde på kvoten mellan ammoniak och nitrat på 8 lokaler i Tjeckien. Sambandet är empiriskt framtaget och saknar någon egentlig teoretisk bakgrund, då utsläppen av ammoniak och nitrater är av mycket olika ursprung. Värdena från de 8 lokalerna uppvisar en mycket tydlig trend med ökad ammoniumdeposition vid ökad nitratdeposition, varför det kan anses vara berättigat att använda sambandet.

Användandet av den framräknade kvoten mellan ammoniak och nitrat, som gäller för våtdeposition, bygger på antagandet att filterfaktorn är densamma för ammoniak som för nitrat. Filterfaktorn är dock egentligen högre för ammoniak i barr- och lövskog (De Vries, 1994), vilket innebär att ammoniumdepositionen kan ha underskattats.

Vid framtagningen av baskatjondeposition gjordes en skalning av samma typ som ovan. Denna skalning bygger dock på ett teoretiskt samband mellan svaveldeposition och baskatjondeposition. Både svavel och baskatjoner härstammar från samma källa, kolkraftverk, och förhållandet mellan svavel och baskatjoner antas vara relativt

konstant. Utifrån 19 lokaler med uppmätt svavel- och baskatjondeposition beräknades en konstant som sedan användes vid skalningen. Även här görs generaliseringen att filterfaktorn för svavel och baskatjoner är densamma.

Kloridjondepositionen sattes till en konstant, 130 eq/ha/år, baserat på 3 punkter med mätningar i området. Bedömningen att det var bättre att använda ett medelvärde än att helt försumma kloridjondepositionen gjordes.

Då relevanta markkemiska data för framtagning av en vittringskarta över området saknas, användes en indirekt metod för att uppskatta denna parameter. En grundvittring sattes utifrån jordmånens (trolig ursprungsberggrund och textur), varefter denna grundvittring modifierades för temperatur och fuktighet. Förutom osäkerheten i grundvittringen introduceras även nya felkällor då temperatur och fuktighet vägs in.

Indelningen i olika grundvittringsklasser, baserat på olika kombinationer av ursprungsmaterial och textur, är mycket grov. Den är baserad på en modell, PROFILE (Warfvinge och Sverdrup, 1995), som utifrån bl a jordens mineralogi, beräknar vittringshastigheter. Vittringsvärdena på de kalkrika jordarna, som är satta till 5000 eq/ha/år, är särskilt osäkra.

Vid indelning i texturklasser användes lerhaltsmätningar från de olika jordmånerna. Lerhalten inom en jordmånklass kan variera ganska kraftigt och denna indelning är därför en osäkerhetskälla. För sex av jordmånerna fanns inga lerhaltsdata i beskrivningen till jordmånkartan. För fyra av dessa användes FAO:s lerhaltsanalyser från andra länder i Europa. De två jordmånerna som saknade lerhaltsanalyser helt placerades med hjälp av information om jordmånens fysikaliska egenskaper i lämplig klass. Detta förfarande innebär stora osäkerheter.

Vid temperaturmodifikationen användes 8°C som referenstemperatur (Umweltbundesamt, 1996). Valet av referenstemperatur påverkar vittringen i relativt stor utsträckning. Optimalt är givetvis att ta fram en funktion med hjälp av fälldata och klimatdata från området som ska kartläggas.

Vid fuktighetsskalningen skalades vittringen upp eller ned beroende på om fuktigheten var högre eller lägre än medelvärdet i området. Detta förfarande bygger på antagandet att grundvittringen gäller för medelfuktigheten i området. Grundvittringen är emellertid en "medelvittring" för Europas skogsjordar (Umweltbundesamt, 1996). Detta leder till fel i den absoluta skalan medan den relativa skalan bibehålls. Osäkerheter finns även i skalningsfaktorerna 2 och 1/3.

Kväveupptaget togs fram med information om vittring, nederbördsöverskott (nederbörd-evapotranspiration), temperatur och trädslag (barr- eller lövskog). Indelningen är relativt grov, men är passande för en kartläggning i denna skala. Utöver osäkerheten i vittringen och i markanvändningen tillkommer här ytterligare en osäkerhetskälla, nederbördsöverskottet. Nederbördsöverskottet beräknas med hjälp av nederbörd och evapotranspiration. Skillnader i interception för olika trädslag försummas. Nederbördsöverskottet fungerar som ett mått på markfuktigheten, och då spelar även topografi och textur en stor roll, men detta har ej medtagits i beräkningarna.

Basketjonupptaget skalas i förhållande till kväveupptaget. Enligt Posch *et al*, 1995, har tall- och lövskog en skalningsfaktor, medan granskog har en annan. Då markanvändningskartan enbart är uppdelad i barr- och lövskog fick tall samma skalningsfaktor som gran. Tall förekommer dock bara i begränsad utsträckning varför detta inte bör innebära så stora fel.

Kväveimmobiliseringen togs fram i sex klasser baserat på temperatur. Temperaturkartan är relativt grov, liksom indelningen i sex klasser av immobiliseringen. En bra relativ skala och ungefärliga absoluta värden bör dock vara godtagbart i detta fallet, då immobiliseringens betydelse i förhållande till t ex svaveldeposition är mycket liten.

Denitrifikationen försummas helt i denna studie, då denitrifikation ligger under 70 eq/ha/år för de flesta skogsjordar (Posch *et al*, 1995), och dessutom minskar med minskat pH.

Vid beräkning av den kritiska alkalinitetsutlakningen försummas två komponenter ( $\text{HCO}_3^-$  och  $\text{RCOO}^-$ ). Denna generalisering gäller för sura jordar, men användes i denna studie för hela studieområdet. Större delen av området består av sura jordar, men i områden med kalkrika jordar leder generaliseringen till ett för lågt värde på den kritiska alkalinitetsutlakningen, vilket innebär en för hög kritisk belastning och ett för lågt överskridande. Rent konkret kan det innebära ett för stort underskridande i områden med kalkrika jordar.

För beräkning av den kritiska alkalinitetsutlakningen användes basketjonvittring, basketjondeposition, basketjonupptag och nederbördsöverskott. Dessa parametrar innehåller osäkerheter, som diskuterats ovan och som fortplantas i beräkningarna. Även den kritiska gränsen leder till osäkerheter i slutresultatet, osäkerheter som dock mest påverkar den absoluta skalan och inte den relativa.

## 7.2 Möjliga förbättringar

Att förbättra kartläggningen av kritisk belastning samt överskridandet av den kritiska belastningen innebär att minska osäkerheterna. Dels kan själva modellkonceptet förbättras, dels kan osäkerheterna i de ingående parametrarna minskas. Följande diskussion kommer enbart att behandla det senare.

De största effekterna på osäkerheten i slutresultatet har de parametrar som har störst absoluta värden. I de aktuella området dominerar svaveldepositionen kraftigt, och stor vikt bör därför läggas på att minska osäkerheterna i denna parameter. Svaveldepositionsdatan som använts i denna studie bygger enbart på modellberäkningar. Modellen som använts innehåller många begränsningar, bl a vad gäller topografi och markanvändning, men som tidigare nämnts pågår arbete för att förbättra modellen. Någon form av utvärdering av modellen är viktig att göra för att kunna bedöma osäkerheten. Med hjälp av uppmätt deposition på ett antal mätstationer skulle modellen kunna valideras och eventuellt kalibreras.

Basketjonvittringen, som en av de största motverkande faktorerna mot försurning, är en annan parameter där det är viktigt att försöka minska osäkerheterna. Felfortplantningsanalysen visade att en osäkerhet på  $\pm 50\%$  har stor effekt på

slutresultatet. Osäkerhet i vittringen leder automatiskt till osäkerhet i näringsupptag och alkalinitetsutlakning, då dessa delvis bygger på vittringen.

Den vittringskartläggning som utfördes i denna studie är mycket grov. För att erhålla säkrare värden på vittringen behövs markkemiska data som kan ge exakt information om mineralogin. Dessa data kan sedan knytas till de olika jordarna. Ett första steg kan vara att utifrån markkemiska data enbart på några punkter kalibrera vittringen som är framtagen i denna studie.

För att kunna dra mer långtgående slutsatser av resultatet behövs en mer utförlig felfortplantningsanalys där osäkerheten i alla de ingående parametrarna uppskattas och summeras för att erhålla ett mått på osäkerheten i slutresultatet.

Jämförelsen med skogsskador hade varit mer relevant om materialet som jämfördes varit i samma skala. Ytor på 5000-10000 ha med bedömd andel skog i olika skadeklasser torde vara mer lämpade för denna typ av jämförelser.

### 7.3 Slutsatser

De viktigaste slutsatserna sammanfattas nedan:

- Modellberäkningarna pekar på att den kritiska belastningen överskrids på 76% av skogsmarken, baserat på 1992 års deposition. Överskridandet är högst längs gränsen mot Tyskland och Polen i den centrala delen av studieområdet.
- Den generella trenden på överskridandet kan till stor del förklaras av svaveldepositionen. På kalkrika jordar med hög buffringskapacitet leder dock den höga kritiska belastningen till ett underskridande.
- Jämförelser mellan skogsskador och överskridande av den kritiska belastningen i 13 områden (25000-85000 ha) visar på ett tydligt samband. Däremot kan inga sådana samband spåras vid liknande jämförelser på 51 permanenta provytor (0.1-0.6 ha).
- Osäkerheterna i svaveldeposition och baskatjonvittring leder till stora osäkerheter i slutresultatet. Detta leder till att kartläggningen bör användas främst till att visa på trenderna i området. För att minska osäkerheterna i slutresultatet är det viktigt att minska osäkerheten framför allt i svaveldepositionen och baskatjonvittringen.
- Valet av kritisk gräns har stor betydelse för slutresultatet. Den relativa skalan förändras inte så mycket vid en för området normalhög kritisk belastning, men vid extremt hög kritisk belastning kan valet av kritisk gräns förändra både den absoluta och den relativa skalan markant.

## Referenslitteratur

- Arvidsson, P., 1997. *Regional fördelning av skogsskador i förhållande till mängd SO<sub>2</sub> under vegetationsperioden i norra Tjeckien*. Lunds Naturgeografiska Institution, Seminarieuppsatser Nr 45.
- Bednár, J., Brechler, J., Halenka, T. och Kopacek, J., 1994. *Sulphur air pollution assessment based on Charles University model*. Meteorol. Zeitschrift, N. F.3.
- Brady, N.C. och Weil, R.R., 1996. *The nature and properties of soil, eleventh edition*. Prentice Hall International, Inc. New Jersey.
- Cerný, J. och Paces, T., 1995. *Acidification in the black triangle region. Acid Reign '95? Excursion guide*. Czech Geological Survey, Prague, Czech Republic.
- Cronan, C. och Grigal, D. *Use of the calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems*. Journal of Environmental Quality 24, 209-226.
- De Vries, W., 1994. *Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions*. Cip-Gegevens Koninlijke Bibliotheek, den Haag.
- De Vries, W., Posch, M., Reinds, G.J. och Kämäri, J., 1992. *Critical loads and their exceedance on forest soils in Europe*. Report 58. DLO The Winand Staring Centre, Wageningen.
- FAO, 1981. *FAO/Unesco Soil map of the world*.
- FAO, 1988. *FAO/Unesco Soil map of the world. Revised legend with corrections*. World Resources Report 60, FAO, Rome.
- FitzPatrick, E.A., 1986. *An introduction to soil science, second edition*. Longman Scientific and Technical, Essex, England.
- Hese, S.M., 1995. *Forest damage assessment in the Black Triangle area using Landsat TM, MSS and Forest inventory data*. Lunds Naturgeografiska Institution, Seminarieuppsatser Nr 33.
- Lejonklev, M., 1996. *Kritisk belastning av aciditet för skogsmark i Svalövs kommun*. Reports in ecology and environmental engineering, 2:1996, Chemical Engineering II, Lund.
- Lillesand, T.M. och Kiefer, R.W., 1994. *Remote Sensing and Image Interpretation, Third Edition*. John Wiley & Sons, Inc.
- Lundmark, J-E., 1986. *Skogsmarkens ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk. Del 1 - Grunder*. Skogsstyrelsen.
- Lövblad, G., Kindbom, K., Grennfelt, P., Hultberg, H. och Westling, O., 1995. *Deposition of acidifying substances in Sweden*. Ecological Bulletins 44: 17-34. Copenhagen.
- Nihlgård, B.J., 1996. *Skogsskadornas mångfaldiga bakgrund*. Skog och Forskning nr 3/96.
- Nilsson, J. och Grennfelt, P., 1988. *Critical Loads for Sulphur and Nitrogen*. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March, 1988. Miljörapport 1988:15.
- Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J-P. och Downing, R.J., 1995. *Calculation and mapping of critical thresholds in Europe*. Status report 1995, Coordination center of effects. RIVM Report No. 259101009.
- Shaw, E.M., 1988. *Hydrology in practice, second edition*. Chapman och Hall, London.

- Slovik, S., Siegmund, A., Kindermann, G., Riebling, R. och Balazs, A., 1995. *Stomatal SO<sub>2</sub> uptake and sulfate accumulation in needles of Norway spruce stands (Picea abies) in Central Europe*. Plant and Soil 168-169.
- Sverdrup, H. och De Vries, W., 1994. *Calculating critical loads for acidity with the Simple Mass Balance method*. Water, Air and Soil Pollution 72. 143-162.
- Sverdrup, H. och Warfvinge, P., 1993. *The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio*. Reports in ecology and environmental engineering, 2:1993, Chemical Engineering II: Lund.
- Umweltbundesamt, 1996. *Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are exceeded*. Texte 71/96. Berlin.
- UNEP, 1995. *Forest Damage in Central European Mountains - Final Report of a Large Area Operational Experiment for Forest Damage Monitoring in Europe Using Satellite Remote Sensing*. UNEP, Geneva.
- Warfvinge, P. och Sverdrup, H., 1995. *Critical Loads of Acidity to Swedish Forest Soils*. Reports in ecology and environmental engineering, 5:1995, Chemical Engineering II: Lund.

## Personlig kommunikation

- Brechler, J., 1996. Josef Brechler  
Avdelningen för meteorologi och miljöskydd  
Matematiska och fysiska fakulteten  
Charles University, Prag
- Sverdrup, H., 1997. Harald Sverdrup  
Avdelningen för Kemisk Teknologi  
Kemicentrum  
Lunds Tekniska Högskola

## Geografiska data

### Kartor och mätdata hämtade från olika skrifter:

Anonymous, 1958. *Atlas podnebi ceskoslovenske republiky*. Ustredni geodesie a kartografie, Prague.

Fiala, J., Sladeczek, J., Hunova, I. och Ostatnicka, J., 1994. *Air Pollution in the Czech Republic in 1993*. Czech Hydrometeorological Institute, 1994.

Hošek och Kaufman, 1992. *Celková atmosférická depozice ekologicky významných látek na území Krknošského národního parku a Chráněné krajinné oblasti Jizerské hory*. Agnos.

Tomasek, M., 1995. *Atlas pud ceske republiky*. Cesky Geologicky Ustav. Praha, 1995.

### Övrigt använt kartmaterial och mätdata:

Markanvändningskartor skapade med hjälp av Landsat TM191/25 och TM193/25 av Sören Hese, 1995 (Se referenslista).

Modellerade svavel- och kvävedepositionsdata som erhöles från Josef Brechler, Charles University, Prag (se personlig kommunikation).

Satellitscenen Landsat TM192/25 (890918) från National Aeronautics and Space Administration (NASA).

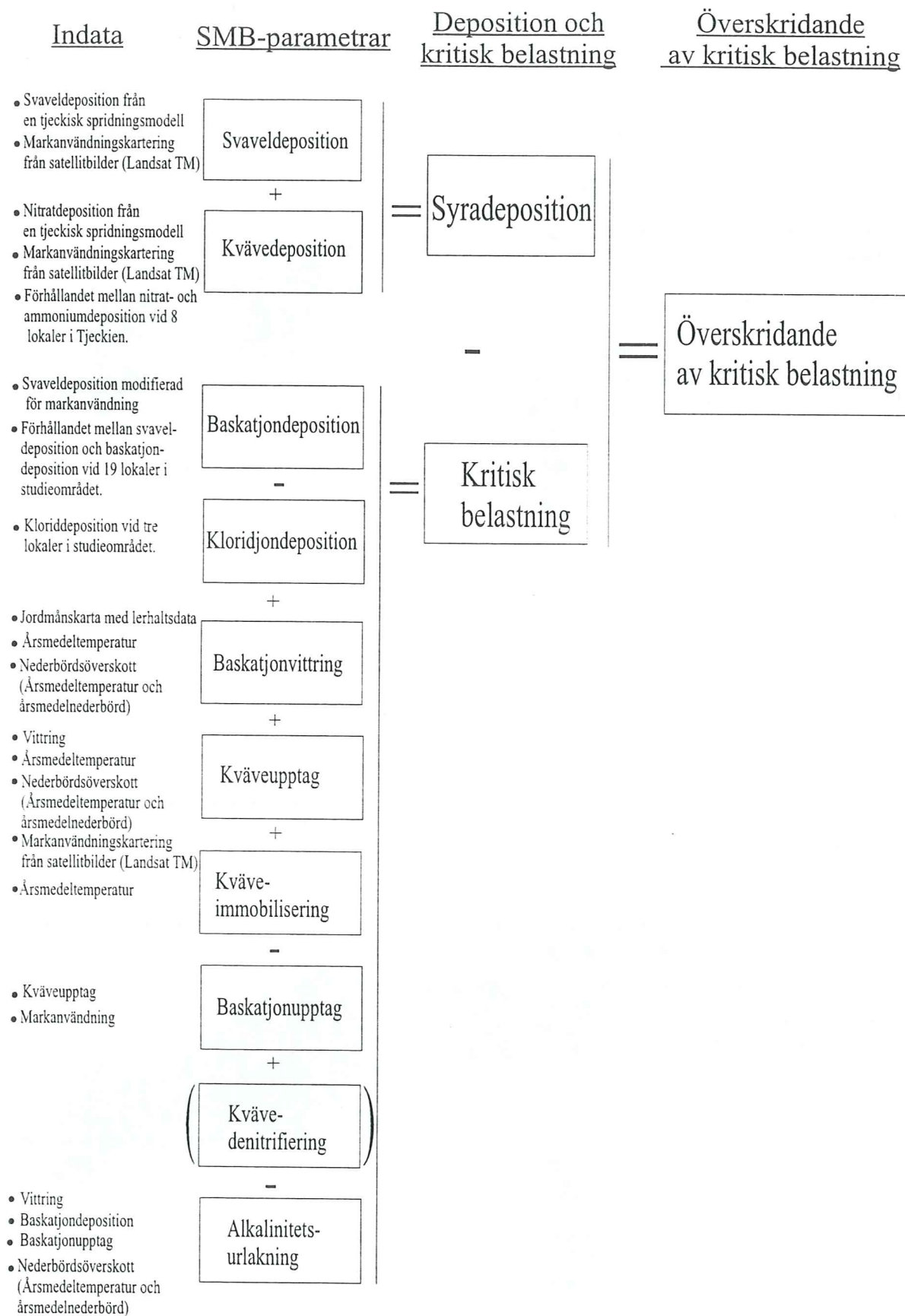
Skogsskadedata och information om skogsskaderelaterade kalhyggen från olika administrativa enheter i studieområdet, som erhöles av Vladimir Henzlik, ÚHÚL (Forest Management Institute) i Brandýs nad Labem.

Skogsskadedata från permanenta provytor, som erhöles av M. Palat, University of Agriculture, Faculty of Forestry and Wood Technology, Department of Forest Ecology, Brno.

Topografiska kartor, skala 1:100000, som grund till digitaliserad skogsmask.



## Metod för beräkning av kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning



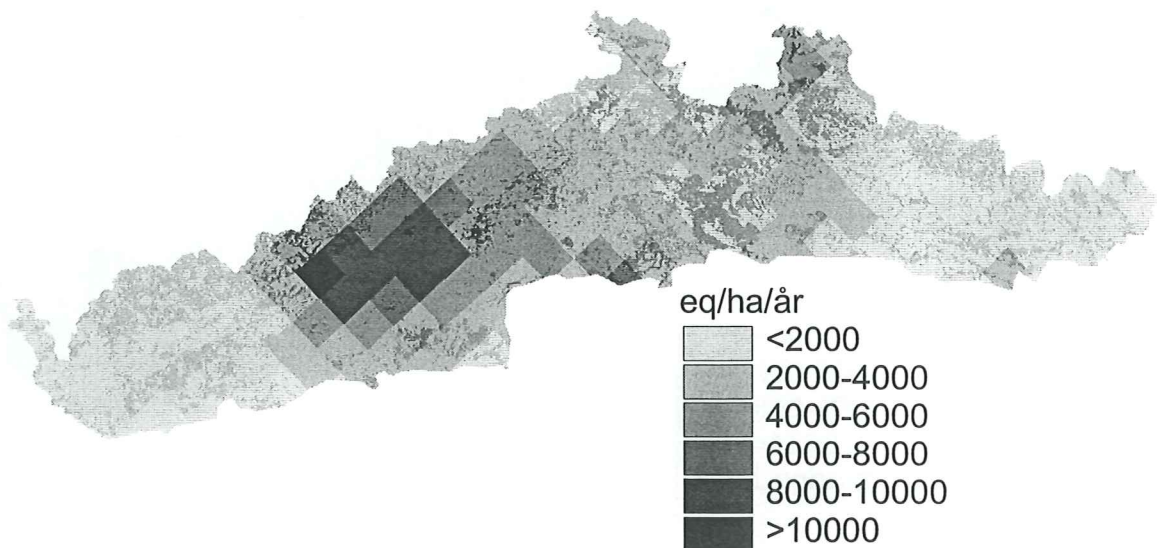
## Beräkning av kritisk belastning och överskridande av kritisk belastning

```

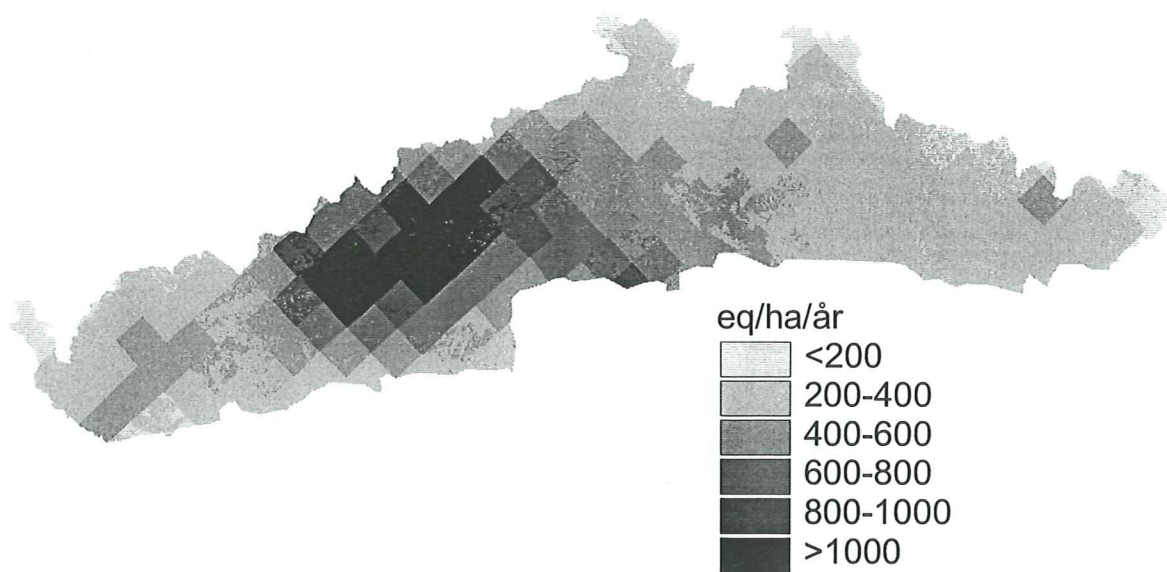
!           Critical load and exceedance modelling. Areas outside study area, non forested areas
!           and areas with antropogenic soils are excluded
!           Cecilia Akselsson 970310
!
!-----
!***** Channel Information Section *****
!
!Channel 1 contains the soilmap
!Channel 9 contains S deposition
!Channel 8 contains N deposition
!Channel 13 contains weathering
!Channel 11 contains N Uptake
!Segment 19 contains BC Uptake (as an attribute to N Uptake)
!Channel 18 contains N Immobilization
!Channel 4 contains alkalinity leaching
!Channel 10 is the critical load output channel
!Channel 14 is the exceedance output channel
!Channel 5 contains landuse map
!
!***** Setup Section *****
!
set %so=1;
set %s=9;
set %n=8;
set %w=13;
set %nu=11;
seta %nu=19;
set %i=18;
set %al=4;
set %l=5;
set %cl=10;
set %ex=14;
!
!***** SMB Modelling Section *****
!
%cl=0.2*%s-130+%w-%nu.1+%i+%nu-%al;
%ex=%s+%n+%n*1.4-%cl;
!
!***** Excluding areas outside the study area and non forested areas. *****
!Grey level 0 in the landuse map is outside the study area and level 4 is open land (clearcuts not included).
!
IF (%l=0) or (%l=4) THEN
%cl=0;
EXTRIF (%l=0) or (%l=4) THEN
%ex=0;
ENDIF;
!
!***** Excluding areas with antropogenic soils. *****
!           Grey level 25 in the soilmap is antropogenic soils.
!
IF (%so=25) THEN
%cl=0;
EXTRIF (%so=25) THEN
%ex=0;
ENDIF;
!
!END

```

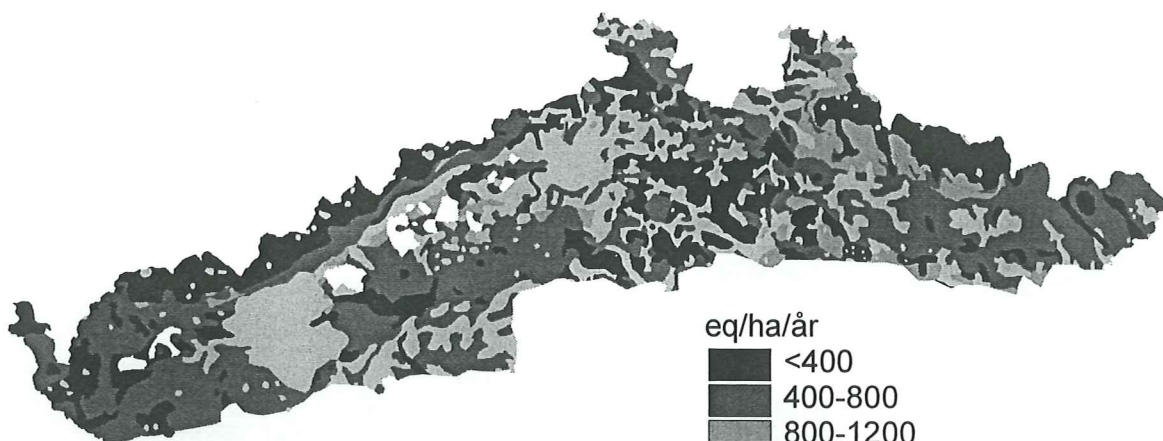
## Svaveldeposition



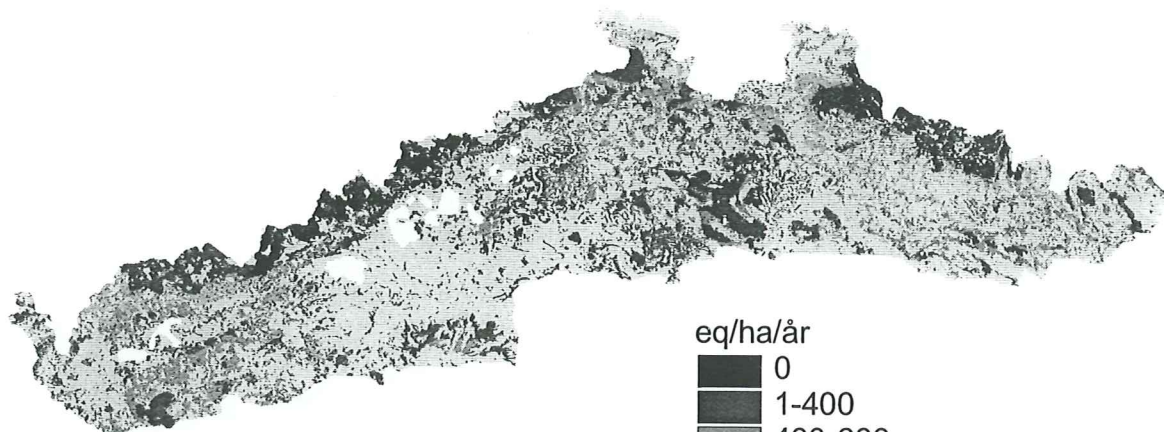
## Nitratdeposition



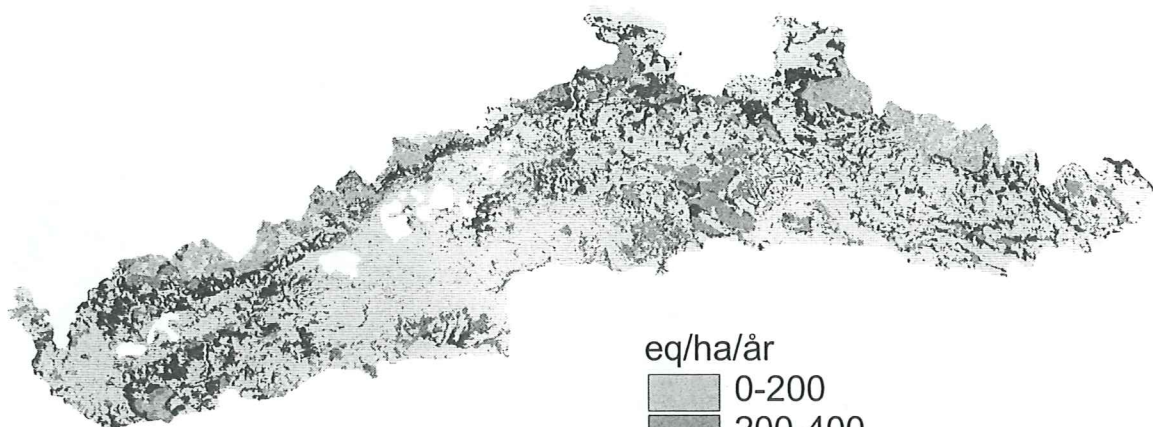
### Vittring



### Kväveupptag



## Baskatjonupptag



eq/ha/år

0-200

200-400

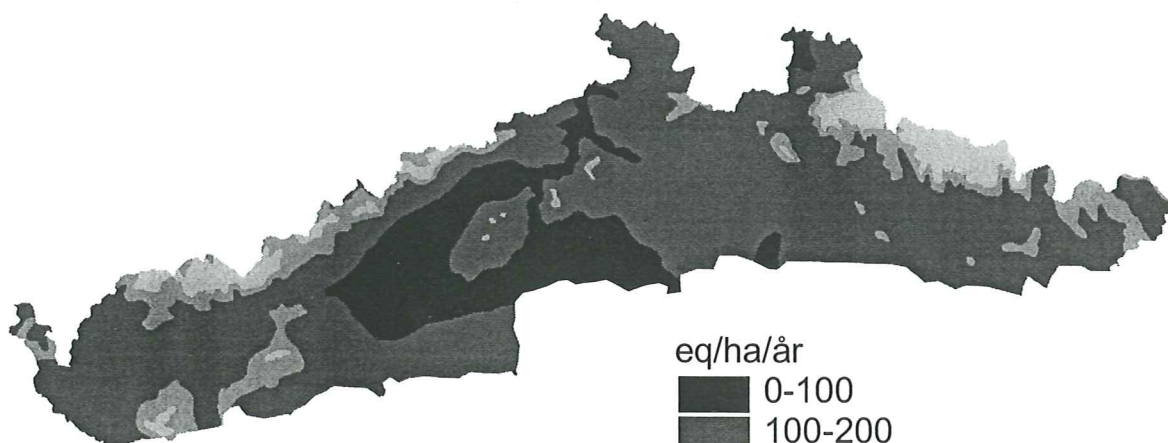
400-600

>600

Ej skogsmark

Dagbrott (data saknas)

## Kväveimmobilisering



eq/ha/år

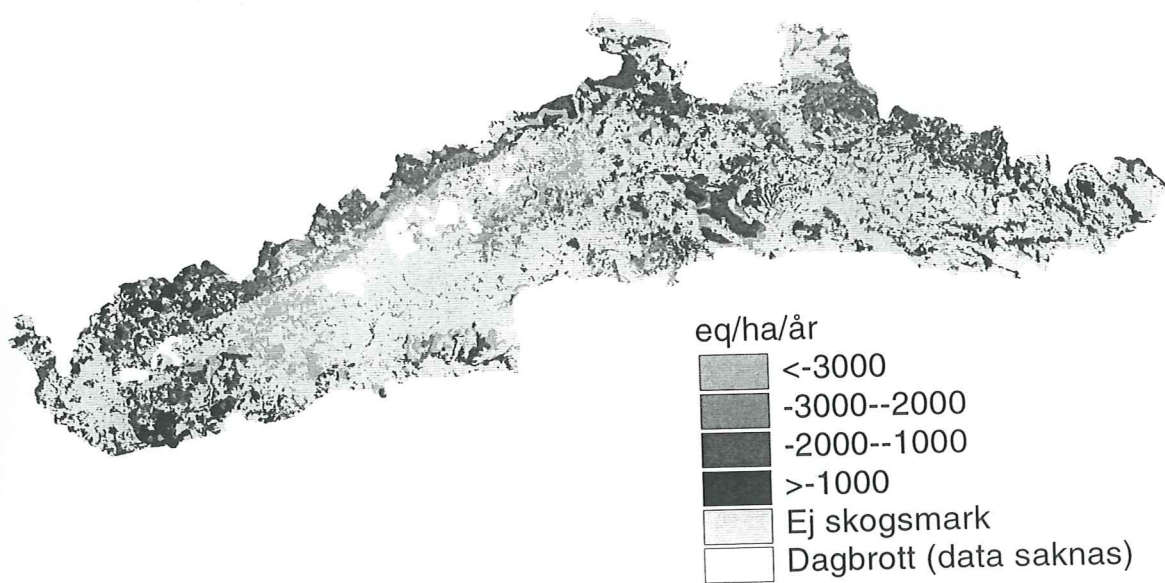
0-100

100-200

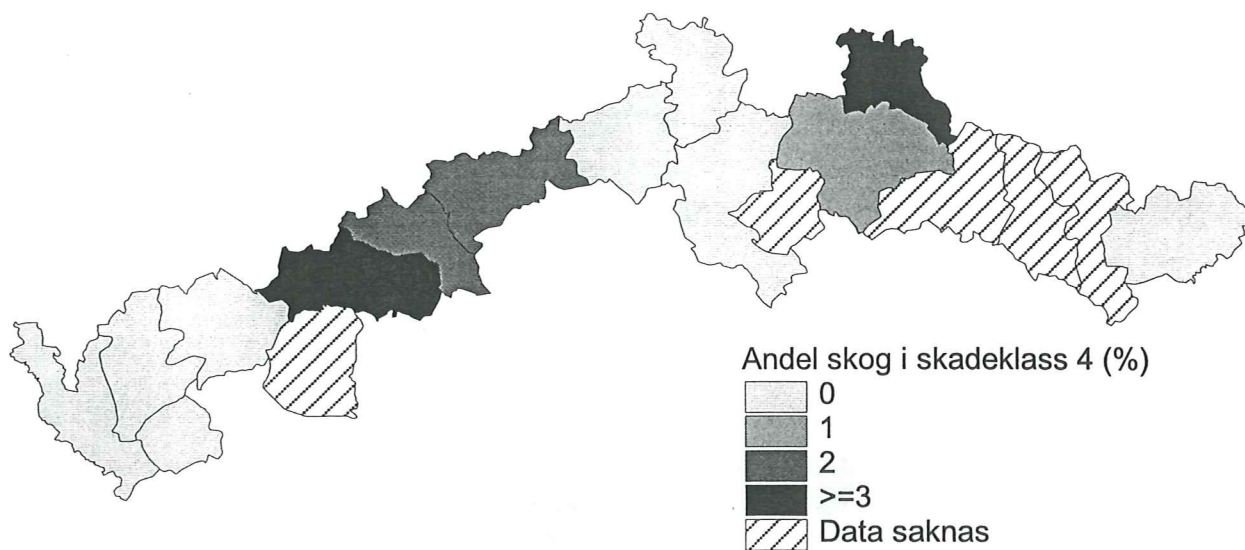
200-300

300-400

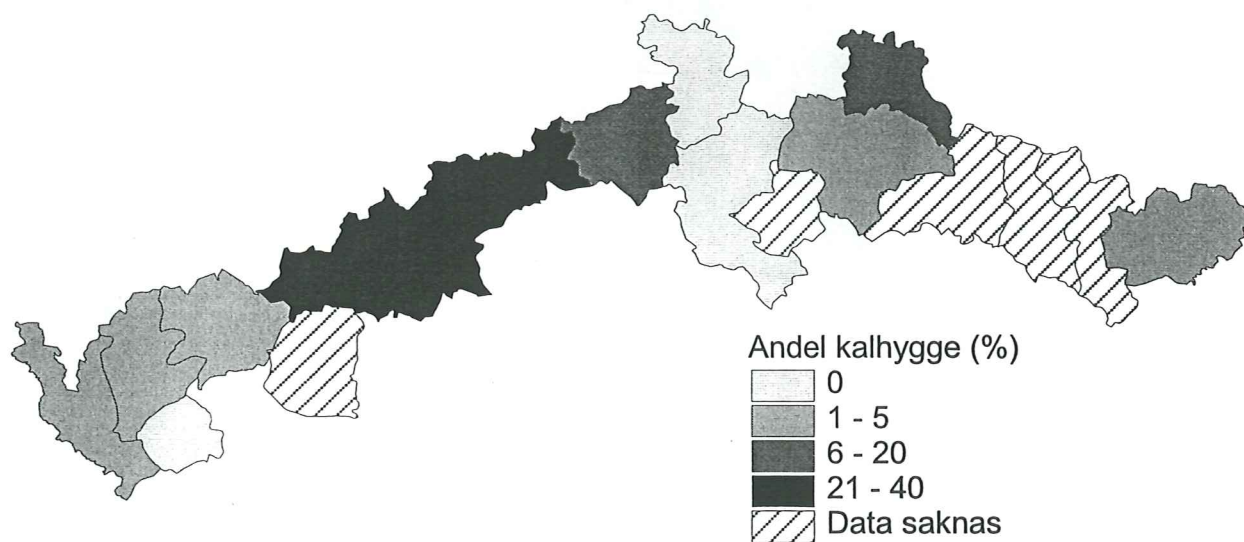
## Alkalinitetsutlakning



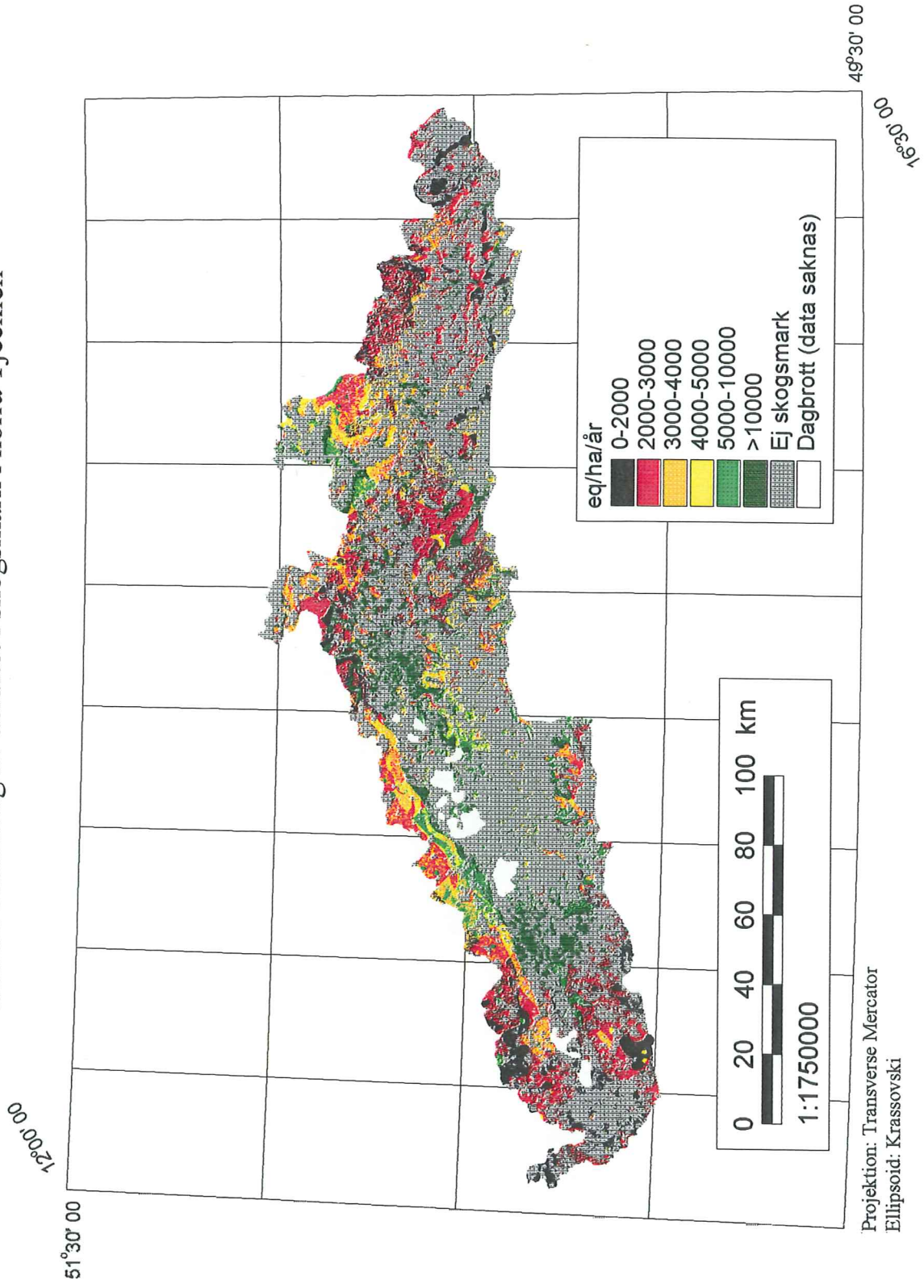
Andel svårt skadad skog (klass 4) i olika administrativa enheter i studieområdet



Andel skogsskaderelaterade kalhyggen i olika administrativa enheter i studieområdet



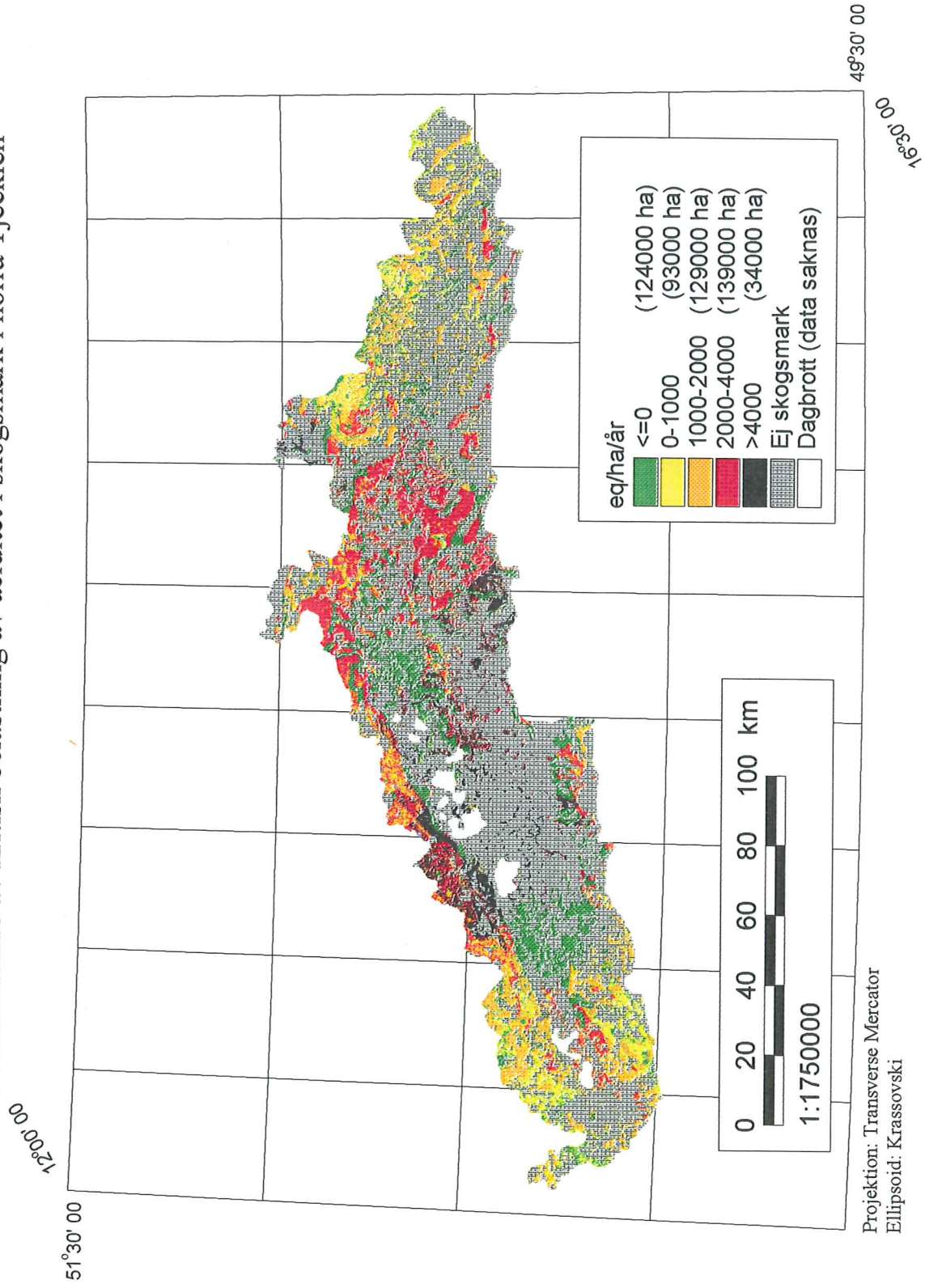
# Kritisk belastning av aciditet i skogsmark i norra Tjeckien



Projektion: Transverse Mercator  
Ellipsoid: Krassovski



# Överskridande av kritisk belastning av aciditet i skogsmark i norra Tjeckien



Projektion: Transverse Mercator  
Ellipsoid: Krassovski

Lunds Universitets Naturgeografiska institution. Seminarieuppsatser. Uppsatserna finns tillgängliga på Naturgeografiska institutionens bibliotek, Sölvegatan 13, 223 62 LUND.

The reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography, University of Lund, Sölvegatan 13, S-223 62 Lund, Sweden.

1. Pilesjö, P. (1985): Metoder för morfometrisk analys av kustområden.
2. Ahlström, K. & Bergman, A. (1986): Kartering av erosionskänsliga områden i Ringsjöbygden.
3. Huseid, A. (1986): Stormfällning och dess orsakssamband, Söderåsen, Skåne.
4. Sandstedt, P. & Wällstedt, B. (1986): Krankesjön under ytan - en naturgeografisk beskrivning.
5. Johansson, K. (1986): En lokalklimatisk temperaturstudie på Kungsmarken, öster om Lund.
6. Estgren, C. (1987): Isälvsstråket Djurfälla-Flädermo, norr om Motala.
7. Lindgren, E. & Runnström, M. (1987): En objektiv metod för att bestämma läplanteringsläverkan.
8. Hansson, R. (1987): Studie av frekvensstyrd filtringsmetod för att segmentera satellitbilder, med försök på Landsat TM-data över ett skogsområde i S. Norrland.
9. Matthiesen, N. & Snäll, M. (1988): Temperatur och himmelsexponering i gator: Resultat av mätningar i Malmö.
- 10A. Nilsson, S. (1988): Veberöd. En beskrivning av samhällets och bygdens utbyggnad och utveckling från början av 1800-talet till vår tid.
- 10B. Nillson, G., 1988: Isförhållande i södra Öresund.
11. Tunving, E. (1989): Översvämning i Murcia-provinsen, sydöstra Spanien, november 1987.
12. Glave, S. (1989): Termiska studier i Malmö med värmebilder och konventionell mätutrustning.
13. Mjölbo, Y. (1989): Landskapsförändringen - hur skall den övervakas?
14. Finnander, M-L. (1989): Vädrets betydelse för snöavsmältningen i Tarfaladalen.
15. Ardö, J. (1989): Samband mellan Landsat TM-data och skogliga beståndsdata på avdelningsnivå.
16. Mikaelsson, E. (1989): Byskeälvens dalgång inom Västerbottens län. Geomorfologisk karta, beskrivning och naturvärdesbedömning.
17. Nhilen, C. (1990): Bilavgaser i gatumiljö och deras beroende av vädret. Litteraturstudier och mätning med DOAS vid motortrafikled i Umeå.
18. Brasjö, C. (1990): Geometrisk korrektion av NOAA AVHRR-data.
19. Erlandsson, R. (1991): Vägbanetemperaturer i Lund.
20. Arheimer, B. (1991): Näringsläckage från åkermark inom Brååns dräneringsområde. Lokalisering och åtgärdsförslag.
21. Andersson, G. (1991): En studie av transversalmoräner i västra Småland.
- 22A. Skillius, Å., (1991): Water harvesting in Bakul, Senegal.
- 22B. Persson, P. (1991): Satellitdata för övervakning av höstsådda rapsfält i Skåne.
23. Michelson, D. (1991): Land Use Mapping of the That Luang - Salakham Wetland, Lao PDR, Using Landsat TM-Data.
24. Malmberg, U. (1991): En jämförelse mellan SPOT- och Landsatdata för vegetationsklassning i Småland.
25. Mossberg, M. & Pettersson, G. (1991): A Study of Infiltration Capacity in a Semi-arid Environment, Mberengwa District, Zimbabwe.
26. Theander, T. (1992): Avfallsupplag i Malmöhus län. Dränering och miljöpåverkan.
27. Osaengius, S. (1992): Stranderosion vid Löderups strandbad.
28. Olsson, K. (1992): Sea Ice Dynamics in Time and Space. Based on upward looking sonar, satellite images and a time series of digital ice charts.
29. Larsson, K. (1993): Gully Erosion from Road Drainage in the Kenyan Highlands. A Study of Aerial Photo Interpreted Factors.
30. Richardson, C. (1993): Nischbildningsprocesser - en fältstudie vid Passglaciären, Kebnekaise.
31. Martinsson, L. (1994): Detection of Forest Change in Sumava Mountains, Czech

- Republic Using Remotely Sensed Data.
32. Klintonberg, P. (1995): The Vegetation Distribution in the Kärkevagge Valley.
  33. Hese, S. (1995): Forest Damage Assessment in the Black Triangle area using Landsat TM, MSS and Forest Inventory data.
  34. Josefsson, T. och Mårtensson, I. (1995). A vegetation map and a Digital Elevation Model over the Kapp Linné area, Svalbard -with analyses of the vertical and horizontal distribution of the vegetation
  35. Brogaard, S och Falkenström, H. (1995). Assessing salinization, sand encroachment and expanding urban areas in the Nile Valley using Landsat MSS data.
  36. Krantz, M. (1996): GIS som hjälpmedel vid växtskyddsrådgivning.
  37. Lindegård, P. (1996). VINTERKLIMAT OCH VÅRBAKSLAG. Lufttemperatur och kådflödessjuka hos gran i södra Sverige.
  38. Bremborg, P. (1996). Desertification mapping of Horqin Sandy Land, Inner Mongolia, by means of remote sensing.
  39. Hellberg, J. (1996). Förändringsstudie av jordbrukslandskapet på Söderslätt 1938-1985.
  40. Achberger, C. (1996): Quality and representability of mobile measurements for local climatological research.
  41. Olsson, M. (1996): Extrema lufttryck i Europa och Skandinavien 1881-1995
  42. Sundberg, D. (1997): En GIS-tillämpad studie av vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark.
  43. Liljeberg, M. (1997): Klassning och statistisk separabilitetsanalys av marktäckningsklasser i Halland, analys av multivariata data Landsat TM och ERS-1 SAR.
  44. Roos, E. (1997): Temperature Variations and Landscape Heterogeneity in two Swedish Agricultural Areas. An application of mobile measurements.
  45. Arvidsson, P. (1997): Regional fördelning av skogsskador i förhållande till mängd SO<sub>2</sub> under vegetationsperioden i norra Tjeckien.
  46. Akselsson, C. (1997): Kritisk belastning av aciditet för skogsmark i norra Tjeckien.