

Utlakning och retention av näringsämnen och
spårämnen i torv nitton år efter vedasktillförsel och
beskogning på en avslutad torvtäkt

Torbjörn Nilsson, Lars Lundin

**Utlakning och retention av näringsämnen och
spårämnen i torv nitton år efter vedasktillförsel
och beskogning på en avslutad torvtäkt**

**Leaching and retention of nutrients and trace
elements in peat nineteen years after wood ash
application and afforestation of a terminated peat
cutover area**

Torbjörn Nilsson, Lars Lundin

Q6-661

Abstract

Plant nutrient contents in peatlands are often too low to maintain a high biomass production. The remaining peat, after peat harvesting are, especially poor in nutrients such as P and K. Fertilization or ash application contributes to improve the growth conditions on such sites. At a terminated peat cutover area in west-central Sweden, ash was applied and different effects were studied. Peat sampling before, one, three and nineteen years after application of 23 tonnes of wood fly ash, 0.6 tonnes of raw phosphate and 0.25 tonnes of superphosphate per hectare to a terminated peat cutover area in west-central Sweden, showed that:

- After an initial pH-increase in the upper peat layers (0-40 cm depth) pH had, 19 years after the soil treatments, decreased to levels that was lower than before the treatments. This pH decrease was probably due to an oxidation of sulphur compounds in the peat.
- Nineteen years after the soil treatment almost 50 % or more of applied Mg, K, Cd and Mn had leached out from the peat. The leaching rate for applied Ca, Ba and Zn was about 20 %, 25 % and 10 % respectively. The applied amount of P seemed to be retained in peat, humus layer and biomass, probably due to adsorption of P to Fe- and Al-oxides in the peat.

These results highlights that before application of wood ash on drained and afforested peatlands, with the purpose to increase the forest production, it is important to analyse both the peat and proposed ashes to optimize the types of ash chosen, ash treatment and ash dose. As a large part of some important nutrients will be leached out already after some decades after the ash application, the ash dose must be higher than 3 tonnes per hectare (as suggested by the Swedish National Board of Forestry) to receive a sustainable high biomass production on drained and afforested peatlands, with low or intermediate contents of nutrients in the peat.

Sammanfattning

Det finns ett ökat intresse att sprida vedaska på dikad och beskogad torvmark i syfte att öka skogsproduktionen på dessa marker. Innan en sådan, mer storskalig åtgärd påbörjas, bör det dock genomföras en sammanfattning av kunskapsläget inom området, för att belysa positiva och negativa effekter av en sådan åtgärd och ge förslag till rekommendationer.

Syftet med detta projekt är att undersöka hur mycket av olika näringsämnen och spårämnen som finns kvar i torven, 19 år efter tillförsel av 23 ton vedflygaska, 0.6 ton råfosfat och 0.25 ton superfosfat per hektar till 14 hektar av en avslutad torvtäkt, Flakmossen i södra Värmland. Före denna tillförsel hade ytan dikats, eftersom de gamla dikenas funktion reducerats då det hade gått nästan 40 år sedan torvbrytningen hade avslutades. Efter tillförseln blandades gödselmedlen och de övre 30-40 cm av torven genom fräsning. Därefter planterades olika trädslag i den omblandade torven. Provtagning (ner till 80 cm djup) av den efter torvbrytningen kvarvarande torven skedde dels före markbehandlingen, dels ett, tre och nitton år efter markbehandlingen. Analyser av dessa torvprov visade att:

- Efter en initial ökning av pH-värdet i de ytliga torvlagren (0-40 cm) hade pH-värdet, 19 år efter markbehandlingen, sjunkit till värden som var lägre än före markbehandlingen. Denna pH-sänkning berodde på att svavelföreningar i torven oxiderats efter dikningen, varvid vätejoner frigjorts. Den stora dosen vedflygaska hade inte förmått att på lång sikt motverka denna försurning av torven. Det bör dock påpekas att huvuddelen av torven i denna studie utgjordes av vasstorv, som har betydligt högre svavelhalt än andra torvslag.
- Av de tillförda makronäringsämnena hade, 19 år efter markbehandlingen, drygt 70 % av Mg, drygt 60 % av K, nästan hälften av Mn och drygt 20 % av Ca lakats ut ur torven. Den fosfor som hade tillförts verkade dock finnas kvar i systemet (torv, biomassa och humuslager), troligen till stor del bundet till de Fe- och Al-oxider som finns i torven.
- Av de tillförda och analyserade spårämnena hade uppskattningsvis hälften av Cd, 25 % av Ba och mindre än 10 % av Zn lakats ut. För övriga spårämnen var det svårt att göra en uppskattning på grund det fåtal analyser, som gjordes på dessa ämnen före markbehandlingen, samt att prover kontaminerats vid malningen. Bly har dock förmodligen inte lakats ut ur torven.

Undersökningen visar att det vid tillförsel av aska till beskogad torvmark, i syfte att öka skogsproduktionen, är viktigt att både torv och aska analyseras för att optimera valet av aska, askbehandling (inkl. eventuell berikning av askan med ex. K och P), samt giva. För att erhålla en uthållig hög stamvedsproduktion på liknande torvmarker krävs i de flesta fall högre givor än 3 ton aska per hektar.

Summary

Ash application on peatlands for improved biomass production attracts great interest. On drained peatlands in forestry use, application of wood ash would increase the forest production. Before such activities starts on a large-scale, the existing knowledge in this field should be compiled, with the aim to illustrate positive and negative effects of such a measure and to suggest recommendations for wood ash application to drained and afforested peatlands.

The aim of this project was to investigate how much of different nutrients and trace elements that was still left in the peat, 19 years after application of 23 tonnes of wood fly ash, 0.6 tonnes of raw phosphate and 0.25 tonnes of superphosphate per hectare to 14 hectares of a terminated peat cutover area. This area was located on a mire, Flakmossen, in west-central Sweden. As it was nearly 40 years since peat harvesting had terminated on this mire, the area was drained before the application of wood ash and phosphorus fertilizer. A tractor-driven cultivator mixed the applied fertilizers with the upper 30-40 cm of the remaining peat and afterwards different tree species were planted in the cultivated peat. Peat sampling, down to 80 cm depth, was carried out before soil treatment, one year after, three years after and 19 years after the soil treatment. Analyses of these peat samples showed that:

- After the soil treatments an initial increase of pH in the upper peat layers (0-40 cm depth) was observed, but 19 years after the soil treatments pH had decreased to levels that were lower than before the treatments. This decrease in pH was probably due to an oxidation of sulphur compounds in the peat, which was a result of the drainage. This acidification of the peat could not be buffered by the large dose of applied wood ash. However, it should be observed that the main part of the peat in this field study consists of reed peat, that has a considerable higher sulphur content than other peat types.
- Nineteen years after the soil treatment more than 70 % of Mg, 60 % of K, almost 50 % of Mn and more than 20 % of applied Ca had leached out from the peat. The applied amount of P seemed to be retained in peat, humus layer and biomass. A large proportion of P was probably confined to Fe- and Al-oxides in the peat.
- Of the applied amounts of trace elements, approximately 50 % of Cd, 25 % of Ba and less than 10 % of Zn had leached out from the peat. For other trace elements it was difficult to make estimations due to the few analyses of these elements before the soil treatments. However, applied Pb has probably not been leached out from the peat.

This investigation shows that before application of ashes to afforested peatlands, with the intention to increase the forest production, it is important to analyse both the peat and ashes to optimize the choices of ash, ash treatment (including possible enrichment of the ash with for example K or P), and ash dose. To receive a sustainable high production of stemwood on such peatlands it probably requires that the ash dose in most

cases has to be higher than 3 tonnes per hectare (a dose suggested by the Swedish National Board of Forestry).

Key words: leaching, nutrients, peatland forestry, trace elements, wood ash application

Förord

Detta projekt har finansierats av Värmeforsk program Miljöriktig användning av askor och genomförts vid institutionen för skoglig marklära, SLU. Värdefulla råd och synpunkter har erhållits från projektets referensgrupp, som bestod av Dag Fredriksson (SGU), Marie Kofod-Hansen (Torvforsk), Tord Magnusson (SLU) och Claes Ribbing (Svenska EnergiAskor).

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	BESKRIVNING AV FORSKNINGSSOMRÅDET	1
1.3	FORSKNINGSUPPGIFTEN OCH DESS ROLL INOM FORSKNINGSSOMRÅDET	2
2	MATERIAL OCH METODER	3
2.1	OMRÅDESBESKRIVNING.....	3
2.2	TORVDJUP OCH TORVEGENSKAPER FÖRE ETABLERINGEN AV INTENSIVODLINGEN	5
2.3	MARKBEHANDLINGSÅTGÄRDER INOM INTENSIVODLINGSYTAN	6
2.4	TORVPROVTAGNING	10
2.5	KEMISKA ANALYSER	12
2.6	STATISTISK BEHANDLING.....	13
3	RESULTATREDOVISNING	14
3.1	VOLYMVIKT	14
3.2	ELEKTRISK LEDNINGSFÖRMÅGA OCH PH	15
3.3	BASMÄTTNADSGRAD	17
3.4	ORGANISKT KOL	17
3.5	KVÄVE OCH KOL-KVÄVEKVOTEN (C:N-KVOT)	18
3.6	SVAVEL (S), FOSFOR (P), KOL-FOSFORKVOT (C:P-KVOT) OCH KOL-KVÄVEKVOT (N:P-KVOT)	20
3.7	KALIUM (K) OCH NATRIUM (NA)	24
3.8	KALCIUM (CA) OCH MAGNESIUM (MG)	27
3.9	MANGAN (MN), JÄRN (FE) OCH ALUMINIUM (AL)	31
3.10	SPÅRÄMNEN	34
4	RESULTATANALYS	38
4.1	EFFEKTER AV MARKBEHANDLINGEN PÅ VOLYMVIKT, TORVMÄNGD OCH ORGANISKT KOL ...	38
4.2	EFFEKTER AV MARKBEHANDLINGEN PÅ SYRA/BASSTATUSEN I TORVEN	39
4.3	EFFEKTER AV MARKBEHANDLINGEN PÅ INNEHÅLLET AV N, S, P OCH K I TORVEN	40
4.4	EFFEKTER AV MARKBEHANDLINGEN PÅ INNEHÅLLET AV CA, MG, MN OCH FE I TORVEN	45
4.5	EFFEKTER AV MARKBEHANDLINGEN PÅ INNEHÅLLET AV SPÅRÄMNEN I TORVEN	48
5	SLUTSATSER	52
6	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	54
7	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSGÄRDE	55
8	LITTERATURREFERENSER	56

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I Sverige bedrivs i nuläget produktion av energi- och odlingstorv på ca 9 000 hektar torvmark. Den koncessionslagda arealen för torvbrytning var 35 650 hektar den 1 januari 2007 (SCB & Energimyndigheten, 2007). Efter avslutad torvtäkt är de vanligaste efterbehandlingarna, i Sverige, skogsodling eller anläggning av ny våtmark.

På många av de avslutade torvtäkterna kan det vara aktuellt att plantera skog. Den kvarvarande torven (ca 20-50 cm mäktig) efter torvtäkt har dock vanligtvis låga halter av växtnäringsämnen (speciellt fosfor och kalium), låg aktivitet av mikroorganismer och markdjur (Dooley & Dickinson, 1970; Croft m.fl., 2001). Detta tillsammans med att dessa marker ofta är frostbenägna och har uppfrysningsbenägenhet, medför att markvegetation och träd har svårt att etablera sig på denna typ av mark. För att träden ska kunna etablera sig och få en hög tillväxt på avslutade torvtäkter krävs vanligtvis att fosfor och kalium tillförs. Även andra makro- och mikronäringsämnen kan behöva tillföras för att produktionen skall bli hög. På vanlig beskogad torvmark ökar också skogsproduktionen efter tillförsel av främst fosfor och kalium. Tillförsel av andra näringsämnen kan också medföra ökad eller mer uthållig skogsproduktion på dessa marker. Ved- och torvaska har vanligtvis en allsidig sammansättning av makro- och mikronäringsämnen (Nilsson & Timm, 1983; Eriksson, 1992; Muse & Mitchell, 1995) och kan således vara ett lämpligt gödselmedel på beskogade torvmarker. Kvävehalten är dock låg i väl förbrända askor.

1.2 Beskrivning av forskningsområdet

Flera studier i Sverige och Finland har visat att tillförsel av ved- eller torvaska på avslutade torvtäkter eller beskogade torvmarker, kan medföra en god etablering av planterade träd, samt en långvarig och dessutom ofta kraftigt, förhöjd skogsproduktion (Malmström, 1952; Bramryd, 1985; Bramryd & Fransman, 1985; Hytönen, 1995; Silfverberg, 1996; Aro & Kaunisto, 1998; Hytönen & Kaunisto, 1999; Leupold, 2005; Moilanen m.fl., 2005).

Enligt Hånell (2004) finns det i Sverige ca 200 000 ha torvmarksskog, som skulle kunna vara lämpade att askgödsla i syfte att erhålla en hög tillväxteffekt. Det finns dock relativt få studier som undersökt vad som händer långsiktigt med de olika elementen i askan; hur mycket finns kvar i torven, hur mycket tas upp av vegetationen och hur mycket lakas ut till grund- och ytvatten (Nilsson & Lundin, 1996; Magnusson & Hånell, 2000; Piirainen & Domisch, 2004). Dessa frågor bör därför utredas bättre inför en eventuell miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av askgödsling på torvskogsmark.

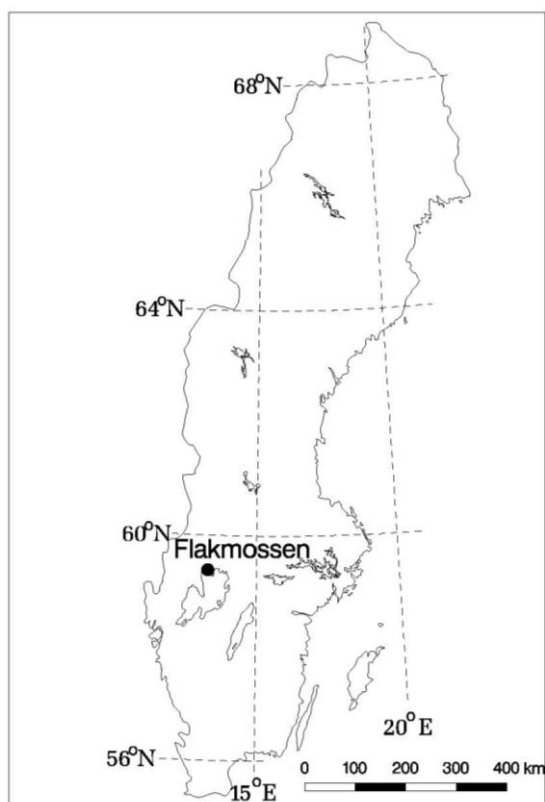
1.3 Forskningsuppgiften och dess roll inom forskningsområdet

Syftet med föreliggande studie är att bestämma hur mycket av tillförda näringsämnen och tungmetaller, som finns kvar i torven på en beskogad torvtäkt, 19 år efter tillförsel av 23 ton vedaska per hektar. Denna information kan ligga till grund för en MKB och för rekommendationer av askgödsling på torvskogsmark i syfte att erhålla en uthållig skogsproduktion utan att skapa negativa effekter på miljön.

2 Material och metoder

2.1 Områdesbeskrivning

Försöksområdet är beläget på myren Flakmossen (lat. 59°23' N, long. 13°18' E) ca 10 km väster om Karlstad (Figur 1). Den totala ytan av myren är 160 ha och den ligger på ca 65 meters höjd över havet och sluttar svagt åt söder. Flakmossen kan numera betecknas som ett kärr och området har ett utströmmande grundvatten. Grundvattnet och torven har därför en relativt god näringsstatus. Myrområdet har ett tämligen tunt lager av främst vasstorv med inslag av starrtorv. Magnusson & Sandegren (1933) betecknade Flakmossen som en starrmosse med starrmosstorv i det översta skiktet (0 - 0.6 m), starrtorv i skiktet 0.6 - 1.0 m och kärrdy med sand i skiktet 1.0 -1.7 m.



Figur 1. Flakmossens geografiska läge.

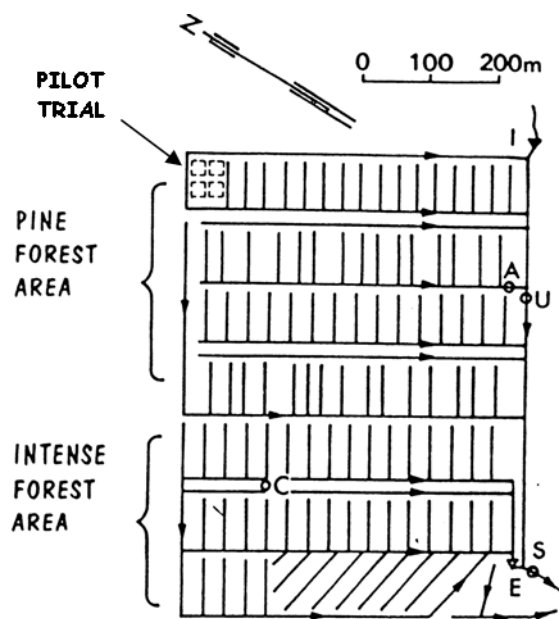
Figure 1. Geographical location of Flakmossen mire.

På den östra delen av Flakmossen bedrevs torvbrytning under första hälften av 1900-talet. Det finns inte så mycket dokumenterat om denna torvbrytning, men huvuddelen av den upptagna torven användes troligen som bränntorv. I samband med denna torvbrytning dikades ca 50 hektar av myren och totalt berördes 34 hektar av torvbrytningen, som pågick fram till 1945. Större delen av täktytan lämnades

obehandlad fram till början av 1980-talet. Vegetationskolonisationen var mycket sparsam under dessa 40 år. Den dominerande vegetationen på täktytan, före markbehandlingarna 1982-1984, karaktäriserades av en artfattig kärrvegetation där större enartsbestånd fanns omväxlande med mer eller mindre öppna torvtytor.

På Flakmossens täktyta har genom åren tre skogsodlingsförsök startats (Figur 2):

- 1) ett litet s.k. pilotförsök på 1950-talet (0.16 ha)
- 2) en konventionell tallskogsodling (19 ha), PK-gödslad 1983 och 1992
- 3) en s.k. intensivodling av sex olika trädslag (14 ha), gödslad med i medeltal 23 ton vedaska per hektar, 400 kg fosforit/ha och 250 kg superfosfat/ha 1983-1985



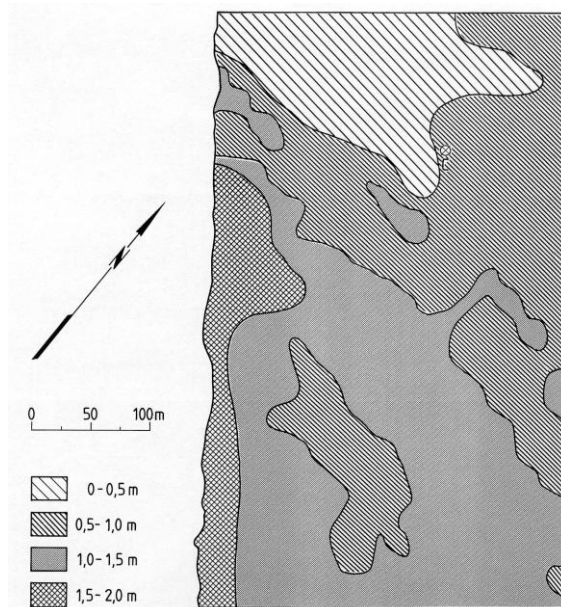
Figur 2. Karta över odlingsförsöken, med deras dräneringssystem på Flakmossen. C betecknar läge för klimatstation, I och E betecknar lägen för vattenföringsstationer. A, U och S, liksom I och E är provtagningsstationer för avrinningsvattnet. Parceller etablerades mellan tegdiken.

Figure 2. Map of the forest treatment areas, with the drainage system at Flakmossen. C = location of climate station. I and E = location of discharge gauging stations. A, U, S, I and E = location of water sampling stations.

Det övergripande syftet med skogsodlingsförsöken på Flakmossen är att studera skogsproduktionen på en äldre avslutad torvtäkt. Det s.k. intensivodlingsförsöket är det mest studerade av försöken på täktytan och det är torven i detta försök som har studerats i detta projekt.

2.2 Torvdjup och torvegenskaper före etableringen av intensivodlingen

Sommaren 1983 karterades torvdjupet inom den del av torvtäktsytan, där intensivodlingsytan skulle anläggas. Torvlagrets mäktighet visade sig variera kraftigt inom denna yta, från 0 - 0,5 m i den nordvästra delen till nästan 2 m i den södra delen (Figur 3).



Figur 3. Torvdjupskarta över intensivodlingsytan på Flakmossen.

Figure 3. Map over the peat depths for the intense forest production area at the mire Flakmossen.

De torvprov, som togs 1983 inom den gamla täktytan visade att torvens förmultningsgrad, enligt von Post's skala (von Post, 1922), i allmänhet låg mellan H3 och H5, men i den nordvästra delen var torven mer förmultnad (H4-H7). Förmultningsgraden ökade nedåt i torvlagren. Torvslagsbestämningen visade att i de södra och sydvästra delarna av intensivodlingsytan utgjorde vasstorv (*Phragmites*) ofta 80-100 % av torvmaterialet. Vid provtagningspunkterna i den norra och nordöstra delen av intensivodlingsytan bestod 30-85 % av torvmaterialet av vasstorv, 10-70 % av vitmosstorv (*Sphagnum*) och/eller 10-20 % av vedtorv.

Proven visade att kväveinnehållet i torven varierade mellan 1.4-2.7 % av torrsubstanshalten, med ett genomsnitt på 2.1 %, vilket är relativt gynnsamt för växtodling. Halterna av övriga växtnäringsämnen var dock låga och för kalium och fosfor var de mycket låga (Tabell 1).

Det utströmmande grundvattnet på Flakmossen härrör till stor del från det intilliggande randdeltat, Sörmon. Detta grundvatten har en hög järnhalt, vilket medför att även torven har en hög järnhalt. Inom vissa områden på täktytan, där grundvattenutflödet är eller har

varit speciellt stort förekommer kraftiga järnutfällningar i torven, inom kvadratmeterstora fläckar. Järnutfällningar förekommer även i flertalet diken.

Tabell 1. Medelvärden av pH, kol-kvävekvot (C:N) och olika växtnäringsämnen inom markskiktet 0-15 cm före markbehandlingen på intensivodlingsytan. n = antalet analyserade prov.

Table 1. Mean values of pH, C:N-ratio and concentrations of different nutrients in the 0-15 cm soil layer before soil treatments at the intense cultivation area. n = number of analyzed samples.

Analys	Enhet	n	Medelvärde
pH-H ₂ O		18	4.5
C/N		18	26
Total-N	% ts	18	2.1
P-AL	mg/kg ts	18	9.5
P-HCl	- " -	18	20
Total-P	- " -	18	320
K-AL	- " -	18	8.3
K-HCl	- " -	18	33
Total-K	- " -	18	130
Total-Ca	- " -	18	3800
Total-Mg	- " -	18	730
Total-Fe	- " -	3	10700
Total-Al	- " -	3	1900
Total-Mn	- " -	18	26
Total-S	- " -	3	6200
Total-B	- " -	3	<1.0
Total-Cu	- " -	3	3.5
Total-Zn	- " -	3	6.3

2.3 Markbehandlingsåtgärder inom intensivodlingsytan

De öppna diken som fanns kvar på myren sedan torvtäktstiden, var till största delen igenvuxna sommaren 1983. Det fanns också täckdiken med en fyrkantskonstruktion gjorda i trä. En omfattande dikning av den planerade ytan (14 ha) för intensiv skogsproduktion fick därför göras. Denna dikning påbörjades i slutet av september 1983 på den sydöstra delen av torvtäkten. Dikningen utfördes så att sammanlagt 45 tegar om vardera ca 90 x 30 m bildades (Fig. 2). I oktober 1983 kunde dikningen avslutas och dikningsmassorna jämnades ut. En mindre kompletteringsdikning gjordes sommaren 1984 i den sydöstra delen av intensivodlingsytan, som gränsar mot den mer orörda mosseytan.

Utgående från den provtagning av torven som gjordes sommaren 1983, konstaterades att torvens pH-värde behövde höjas från 4.7 till 5.5 ner till ett djup av ca 50 cm, för att de Salix-kloner som senare skulle planteras skulle kunna etablera sig. Eftersom stora mängder vedflygaska fanns att tillgå från en närliggande massafabrik i Skoghall, beslöts att använda denna vedflygaska som pH-höjande medel. Vedaska innehåller ju också relativt höga halter av fosfor och kalium, vilket behövdes för att få ett gynnsamt

odlingssubstrat. De bestämningar av pH, katjonutbyte och basmättnadsgrad som gjordes på torven på torvtäktsytan, samt på vedflygaskan, visade att det behövdes ca 30 ton torr aska/ha för att höja torvens pH från 4.7 till 5.5 ner till ett djup av 50 cm.

Den vedflygaska som erhöles från dåvarande Uddeholmsbolagets pappers- och massafabrik i Skoghall var en restprodukt vid förbränning av spillved i en rosterpanna. Kolhalten i denna flygaska varierade kraftigt, men var generellt relativt hög; ca 35 vikts-%, vilket visar att halten oförbränt material i askan var mycket hög. Askan hade ett relativt lågt innehåll av de viktiga växtnäringsämnena Ca, K, Mg och P, vilket medförde att relativt höga givor av askan behövde tillföras den kvarvarande torven för att höja pH-värdet till 5.5. Tungmetallhalterna låg under de värden som Skogsstyrelsen angett som maximala halter för aska som skall återföras till skogsmark (Tabell 2).

Fosforhalten i vedflygaskan bedömdes vara för låg för att få upp fosforhalten tillräckligt i den gödslade torven. Därför bestämdes att extra fosfor skulle tillföras i form av fosforit och superfosfat.

Hösten 1983 spreds vedflygaskan och fosforit på 10 ha av ytan. På grund av maskinfel, dröjde det till juli 1984 innan ytterligare 3 ha av de resterande 4 ha kunde gödslas med samma givor av vedflygaska och fosforit, som hösten 1983.

Spridningen av flygaskan gjordes med hjälp av en stallgödselspridare (JS 65) kopplad till en jordbrukstraktor (MB-Trac 700). Både traktorn och spridaren var försedda med dubbla däckmontage. För att minimera markskadorna och inte riskera fastkörning var man tvungen att sprida den fuktade askan i små lass om 1-2 ton. Sammanlagt spreds 1983 ca 350 ton aska och 1984 ca 100 ton aska. Den tillförda mängden aska på varje parcell kontrollerades genom utställda uppsamlingskärl. Omräknat till torr aska spreds totalt ca 320 ton aska eller i medeltal 23 ton aska per hektar.

För att få ett bra växtsubstrat att plantera frästes askan och fosforiten ned i torven med hjälp av Jordbrukstekniska institutet konstruerad fräs (Danfors et al., 1985). Fräsningen påbörjades i oktober 1983, men på grund av maskinskada fick fräsningen avbrytas i november samma år. Då hade 5 ha (=18 tegar) frästs färdigt. Resterande 9 ha frästes under juli/augusti 1984. Vid fräsningen tillsattes under fräsens gång 250 kg superfosfat per hektar i de frästa spåren. Torven frästes i en meter breda spår ned till ett djup av 30-40 cm. Mellanrummet mellan frässpåren var 1.2 m, vilket medförde att 10-13 frässpår gjordes på de 30 meter breda tegarna. Då frässpåren täcker ungefär 40-45 % av ytan inom tegarna var superfosfatgivan således ca 100-110 kg/ha om den fördelas över hela ytan.

Den stora askgivan, medförde att avsevärda mängder växtnäringsämnen tillfördes intensivodlingsytan. Bland annat tillfördes ca 3 200 kg kalcium och 670 kg kalium per hektar (Tabell 3).

Tabell 2. Halter av makroelement och spårelement i vedflygaskan från spillvedsförbränning vid Skoghallswerken. Litteraturvärdena kommer från Nilsson (2001). I de två kolumnerna längst till höger redovisas de av Skogsstyrelsen lägsta resp. högsta rekommenderade halterna av vissa ämnen i vedaska som skall återföras till skogen (Samuelsson, 2001).

Table 2. Concentrations of macro elements and trace elements in wood fly ash from combustion of waste wood at a paper mill industry at Skoghall, south of Karlstad in west-central Sweden. Literature values from Nilsson (2001). The values in the two columns at the extreme right are recommended minimum and maximum contents of elements in ashes intended for ash recycling to forest land, according to the Swedish National Board of Forestry (Samuelsson, 2001).

Ämne	Enhet	Vedflygaska			
		Skoghallswerken	Litteraturvärden	Rekommenderade halter	
				Minimum	Maximum
P	%	0.6	0.03 - 2.80	1.0	
K	%	2.9	0.11 – 16.2	3.0	
Ca	%	13.2	0.58 – 54.9	12.5	
Mg	%	1.5	0 – 11.7	2.0	
Na	%	0.6	0 – 13.4		
S	%	1.38			
Si	%	7.6	0 – 31		
Fe	%	1.3	0 – 12.6		
Al	%	1.5	0 – 12.2		
Mn	%	1.6	0 – 2.3		
As	mg/kg	<10	0 – 110		30
Ba	mg/kg	1 950			
Cd	mg/kg	20	0 – 30		30
Co	mg/kg	<10			
Cr	mg/kg	51	3.4 – 250		100
Cu	mg/kg	126	1 – 600		400
Hg	mg/kg	0.44	0 – 1		3
Mo	mg/kg	22	<0.25 – 3		
Ni	mg/kg	28	0 – 250		70
Pb	mg/kg	107	1.2 – 500		300
Rb	mg/kg	116			
Sn	mg/kg	131			
Sr	mg/kg	528			
Th	mg/kg	91			
Ti	mg/kg	700			
U	mg/kg	68			
V	mg/kg	52	3.4 - 120		70
W	mg/kg	16			
Y	mg/kg	62			
Zn	mg/kg	2 170	15 – 5 000	1 000	7 000
Zr	mg/kg	68			

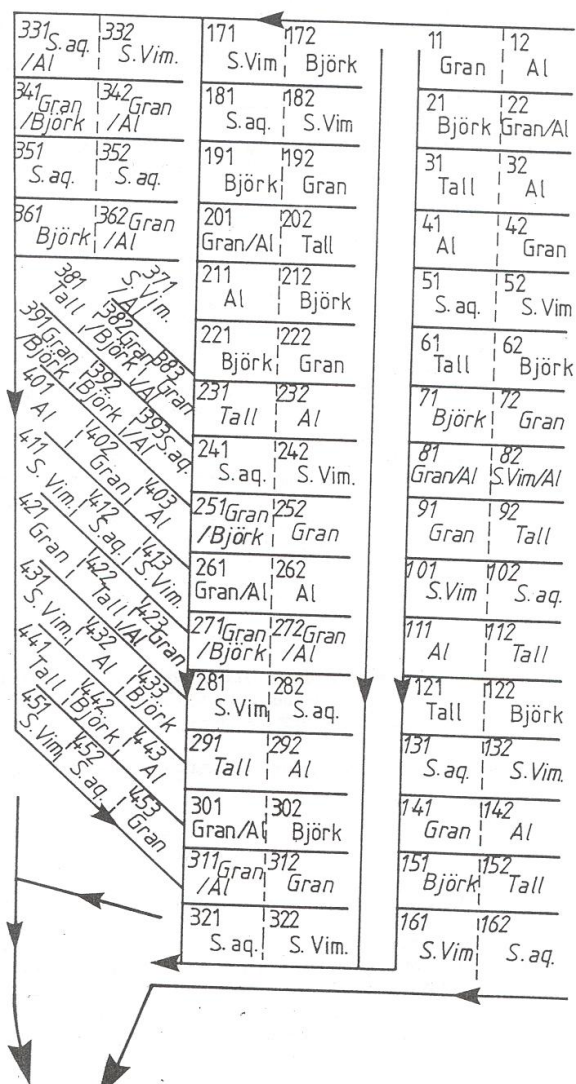
Tabell 3. Tillförd mängd växtnäringsämnen vid gödslingen med vedflygaska (23 ton/ha), råfosfat (0.4 ton/ha) och superfosfat (0.25 ton/ha) på intensivodlingsytan på Flakmossen.

Table 3. Applied amounts of plant nutrients by the fertilization of wood fly ash (23 tonnes/ha), raw phosphate (0.4 tonnes/ha) and superphosphate (0.25 tonnes/ha).

Element	Tillförd mängd (kg/ha)
Kalcium (Ca)	3 200
Kalium (K)	670
Mangan (Mn)	360
Svavel (S)	350
Magnesium (Mg)	350
Aluminium (Al)	350
Järn (Fe)	300
Fosfor (P)	210
Natrium (Na)	130
Zink (Zn)	50
Klor (Cl)	>50
Barium (Ba)	45
Koppar (Cu)	2.9
Bly (Pb)	2.5
Uran (U)	1.6
Krom (Cr)	1.2
Nickel (Ni)	0.6
Molybden (Mo)	0.5
Kadmium (Cd)	0.5

De 45 tegarna på intensivodlingsytan indelades i 97 parceller (Figur 4). Dessa parceller planterades med olika trädslag i två omgångar våren 1984 och våren 1985. Det plantmaterial som användes var:

Tall 2/1 (*Pinus sylvestris* L.), Gran 2/2 (*Picea abies* Karst.), Björk 1/1 (*Betula pubescens* Ehrh.), Al 1/1 (*Alnus incana* (L.) Moench), Sticklingar från två olika *Salix*kloner: *S. viminalis* (L.) klon 77683 (=korgpil) och *S. dasyclados* (Wimm.) 79052 (=vattenpil).



Figur 4. Parcellindelningen på intensivodlingsytan.

Figure 4. Plots at the intense cultivation area at Flakmossen mire.

2.4 Torvprovtagning

Torven på intensivodlingsytan har provtagits och analyserats vid fyra tillfällen, 1983 (före markbehandling), 1985, 1987 och 2003.

1983

I juli 1983, före dikning och markbehandling, genomfördes den första markprovtagningen. Sammanlagt 40 torvprov insamlades från 15 markprofiler fördelade över den blivande intensivodlingsytan. Beroende på torvdjupet togs prov från 2-6 olika markdjup (0-10 cm ned till 65-75 cm djup). Markprovtagningen gjordes vid detta tillfälle med en humusborr, med diameter 10 cm, horisontellt in i torvprofilen. Längden på proven noterades

varigenom den totala provvolymen kunde beräknas för varje nivå och lokal. Proven torkades och med torrsubstansvikten samt provvolymen kunde volymvikten beräknas.

1985

I syfte att närmare studera rörligheten av de genom främst askan tillförda ämnena genom torven, genomfördes hösten 1985 en markprovtagning omfattande 36 profiler fördelade på 12 av parcellerna inom intensivodlingsytan. Arealbestämda prover insamlades i intervall om 20 cm ned till 80 cm djup i de frästa spåren. Provtagningsutrustningen bestod av en specialkonstruerad humusborr, 80 cm lång och med diametern 6.7 cm.

1987

Provtagningen, hösten 1987, gjordes på i stort sett samma sätt som 1985. Den enda skillnaden var provtagningsutrustningen, som 1987 bestod av ett 100 cm långt plaströr med en innerdiameter på 5.5 cm. På nedre delen av röret var en vass stålkant hopfogad runt röret och i den övre delen av röret var ett handtag monterat.

2003

Hösten 2003 provtogs torv och humustäcke på 18 parceller inom intensivodlingsytan. Vid provtagningen avskiljdes det nybildade humuslagret från torven och kom att utgöra separata prov. Följande uppdelning av torvproven på olika djup (cm under humuslagret) gjordes: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm och 60-80 cm. På vissa parceller var det kvarvarande torvtäcket så tunt att bara de 2-3 översta torvprovtagningsdjupen kunde provtas.

Prov från humuslagret togs i tre punkter i en diagonal tvärs över varje parcell. I punkten mitt på parcellen togs även torvproven. För provdjupen 0-10 cm och 10-20 cm togs tre prov i samma profil. När de översta 20 cm av torven provtagits avlägsnades kvarvarande torvraster till 20 cm djup, så att nästa 20 cm av torven kunde provtas, dvs till 40 cm djup o.s.v. upprepades proceduren succesivt ner till 80 cm djup. För nivåer >20 cm djup togs två prov per nivå i samma profil. Alla prov togs i de frästa spår, där planteringen tidigare skett. Större rötter undveks vid provtagningen. Proven togs även denna gång med en humusborr med 10 cm diameter, men denna gång vertikalt i profilen. Längden på varje prov noterades och jämfördes med djupet i varje provtaget hål. Även det provtagna humuslagrets mäktighet noterades så att volymen för varje prov från de enskilda provnivåerna kunde beräknas. Volymvikten beräknades på samma sätt som vid provtagningen hösten 1983.

Totalt insamlades 87 prov hösten 2003, varav 69 utgjordes av torvprov och de resterande 18 av humusprov. Alla dessa prov analyserades på totalkol och totalkväve inom ett annat projekt (Nilsson & Lundin, 2006). För det projekt som redovisas i denna rapport valdes 11 parceller ut, varifrån totalt 55 prov tagits.

Vid provtagningen 1983, 1985, 1987 och 2003 lades torvproven i plastpåsar och transporterades till kylrum, där de förvarades 1-14 dagar innan proven lufttorkades vid +40 °C i cirka en vecka. Därefter maldes proven.

2.5 Kemiska analyser

Vid de tidigare provtagningarna av torven 1983, 1985 och 1987 gjordes följande analyser av proven:

1983: pH-H₂O, P-AL, K-AL, P-HCl, K-HCl, utbytbara baskatjoner (Ca, Mg, K, Na, Mn), titrerbar aciditet, totalanalys av Cd, Cr, Cu och Ni, samt totalanalyser av C, N, P, K, Ca, Mg, Mn, Al, Fe, B, S och Zn på vissa prov.

1985: pH-H₂O, totalanalyser av C, N, P, K, Ca, Mg, Na, Mn, Al, Fe, Ti, As, Ag, Ba, Be, Co, Cd, Cr, Cu, Hg, La, Li, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Sn, Sr, Th, U, V, W, Y, Zn, Zr, samt utbytbara baskatjoner (Ca, Mg, K, Na, Mn) och titrerbar aciditet.

1987: pH-H₂O, samt totalanalyser av N, P, K, Ca, Mg, Na, Mn, Al, Fe, Ti, As, Ba, Be, Co, Cr, Cu, La, Li, Mo, Nb, Ni, Pb, Sc, Sn, Sr, V, W, Y, Zn och Zr.

pH-H₂O bestämdes med glaselektrod i en jord-vattensuspension med viktsförhållandet 1:12.5. Totalkolhalten i proven bestämdes genom våtförbränning och titrering av uppsamlad CO₂, medan halten av totalkväve bestämdes med Kjeldahl-metoden. Vid bestämning av lättillgängligt fosfor (P-AL) och kalium (K-AL) användes en AL-lösning (ammoniumacetat-laktat) för extrahering av proven (Kungl. Lantbruksstyrelsens Kungörelser, 1965). Lättillgängligt fosfor (P-AL) bestämdes spektrofotometriskt, medan lättillgängligt kalium (K-AL) bestämdes med flamfotometer.

Vid bestämning av totalhalterna av P, K, Ca, Mg, Mn, Na, Fe, Al, B, Cu och Zn i proven från 1983, uppslöts dessa prov i koncentrerad HNO₃ och HClO₄. Bor- och fosforhalterna bestämdes därefter spektrofotometriskt, kalium med flamfotometer, medan Ca, Mg, Mn, Na, Fe, Al, Cu och Zn bestämdes med atomabsorption.

De totalanalyser, förutom C och N, som gjordes på proven från 1985 och 1987 utfördes vid SGAB Analys i Luleå. Proven våtförbrändes då under 12 timmar i en blandning av koncentrerad HNO₃ och HClO₄ innan de olika elementen bestämdes med plasmaspektrometer. Vid svavelanalysen förbrändes ett gram prov vid 1350 °C i syrgasatmosfär. Det bildade vattnet avlägsnades med ett torkmedel och mängden bildad svaveldioxid analyserades med infraröddetektor.

De prov som insamlades hösten 2003 analyserades på följande sätt:

Elektrisk ledningsförmåga bestämdes i en jord-vattensuspension med viktsförhållandet 1:12.5. Direkt efter bestämningen av den elektriska ledningsförmågan analyserades pH (pH-H₂O) i samma suspension, med hjälp av glaselektrod.

För bestämning av lättillgängligt fosfor (P-AL) och kalium (K-AL) användes en AL-lösning (ammoniumacetat-laktat) för extrahering av proven (Kungl. Lantbruksstyrelsens Kungörelser, 1965). Halterna av fosfor och kalium i dessa extrakt analyserades sedan med hjälp av ICP-utrustning. Extrahering och analys genomfördes vid institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.

Totalhalterna av kol (C) och kväve (N) bestämdes efter torrförbränning av proverna vid 1250 °C med en LECO CNS-1000. De i proven utbytbara baskatjonerna (kalcium, kalium, magnesium, natrium och mangan) extraherades med 1M NH₄Ac-lösning vid pH 7.0 (Brown, 1943). Halten av dessa baskatjoner i extraktet bestämdes på en ICP-utrustning. Totalaciditeten bestämdes genom titrering av extraktet med 0.1 M NaOH till pH 7.0. Dessa analyser gjordes vid institutionen för skoglig marklära, SLU, Uppsala. Katjonbyteskapaciteten (CEC) beräknades genom att summera halten av de utbytbara baskatjonerna med totalaciditeten. Basmätnadsgraden beräknades genom att dividera totalsumman av de utbytbara baskatjonerna med katjonbyteskapaciteten.

Totalhalterna av Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, U och Zn analyserades vid Analycen i Lidköping. Proven våtförbrändes i 7 M HNO₃ innan de olika elementen bestämdes med ICP-AES eller ICP-MS.

2.6 Statistisk behandling

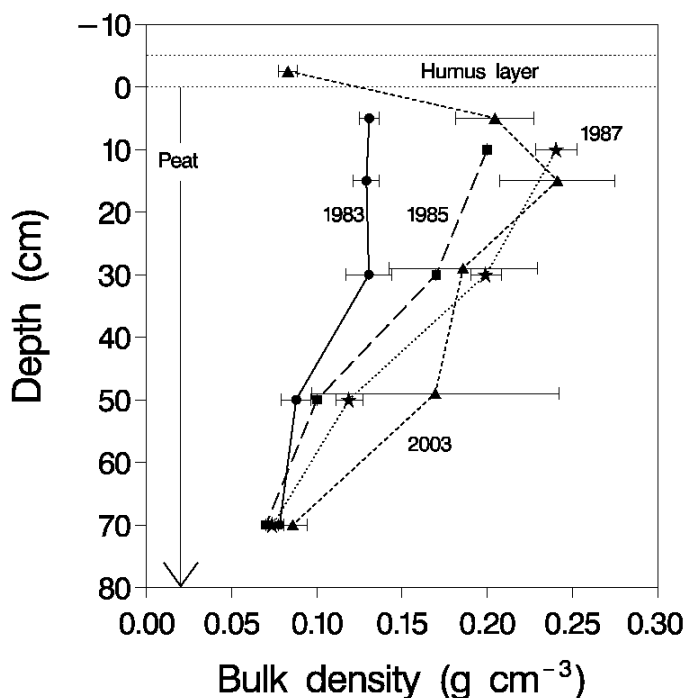
De statistiska analyserna utfördes med hjälp av det statistiska programpaketet SAS.

3 Resultatredovisning och analys

3.1 Volymvikt

Torvens volymvikt, före markbehandlingen 1983, varierade från i medeltal ca 0.12 g/cm^3 i de ytliga skikten till ca 0.08 g/cm^3 på 60-80 cm djup. Ett, resp. tre år efter markbehandlingen hade volymvikten i de övre torvlagren ökat markant. Nitton år efter markbehandlingen var fortfarande volymvikten förhöjd i de övre 40 cm av torven. Dessutom fanns en tendens till att volymvikten ökat i torven 40-60 cm under humuslagret (Figur 5).

De stora medelfelen, speciellt på 20-40 cm och 40-60 cm djup, vid 2003 års provtagning berodde på att vissa parceller hade ett tunt kvarvarande torvlager, vilket medförde att prov från de nämnda provtagningsdjupen då hade inblandning av sand. De få (4 st.) parceller där torven var mäktigare än 60 cm, hade ingen sandinblandning i torven på 60-80 cm djup och variationen i volymvikt blev därför låg på detta provtagningsdjup.



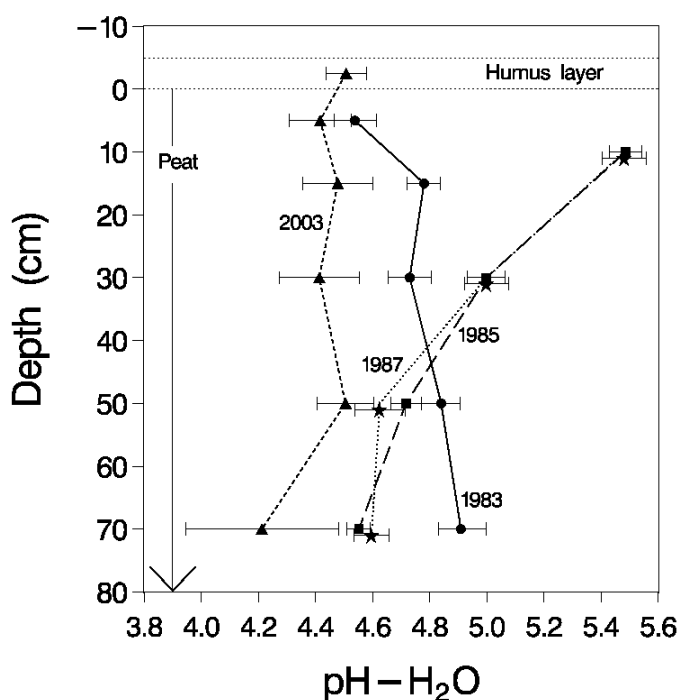
Figur 5. Medelvärden, med medelfel, på volymvikten på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 2003 års volymviktsvärden på 30 cm och 50 cm djup har flyttats upp en cm för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 5. Bulk density (mean values and standard error of mean) at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years (1987) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for bulk density values from the year 2003, at 30 and 50 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

3.2 Elektrisk ledningsförmåga och pH

De kemiska analyserna av de prover som insamlades hösten 2003 visar bl.a. att den elektriska ledningsförmågan, som speglar salthalten i proven, var betydligt högre i humuslagret än i de övre delarna av torven. I de nedre provtagna torvskikten ökade dock den elektriska ledningsförmågan igen (Tabell 4).

Före markbehandlingen observerades de i genomsnitt lägsta pH-värdena (ca 4.5) i torvens ytskikt (0-10 cm). pH-värdet ökade något med torvdjupet till i medeltal ca 4.9 på 60-80 cm djup. Ett till tre år efter markbehandlingen hade pH-värdet i de översta 20 cm av torven ökat till i medeltal ca 5.5. I torvlagren på 40-60 cm och 60-80 cm djup hade däremot pH-värdet minskat något. Vid provtagningen år 2003 låg pH-värdet i humuslagret och torven ner till 80 cm djup på i medeltal kring 4.2 – 4.5 (Tabell 4). Detta var en markant minskning av pH-värdet i de övre torvlagren sedan 1985 och 1987 (Figur 6).



Figur 6. Medelvärden, med medelfel, på pH-värdet på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1987 års pH-värden på 10, 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 6. Mean values and standard error of mean for pH at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years (1987) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for pH values from the year 1987, at 10, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

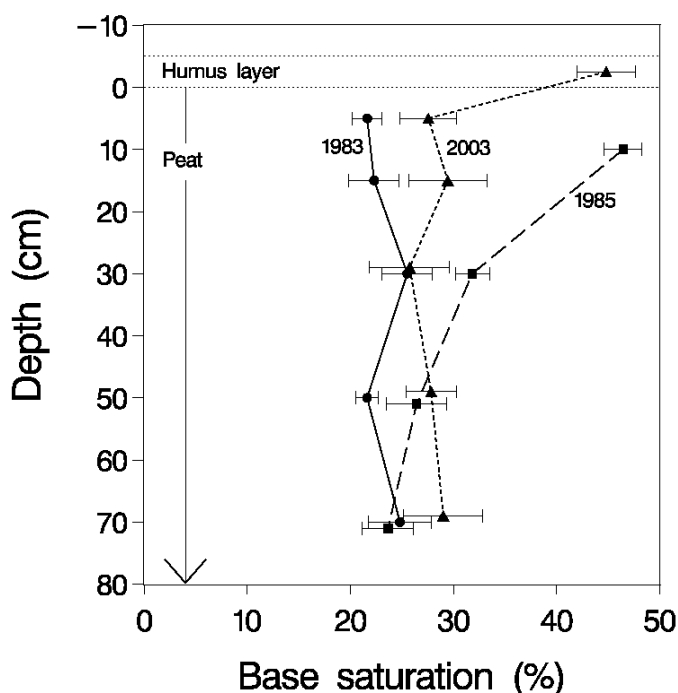
Tabell 4. Medelvärden för pH, elektrisk ledningsförmåga, totalhalter samt utbytbara halter för olika ämnen i humuslager och på olika torvdjup, 19 år efter tillförsel av i genomsnitt 23 ton vedaska per hektar på en avslutad torvtäkt, Flakmossen, södra Värmland.

Table 4. Mean values of pH, electrical conductivity, total and exchangeable concentrations for different elements in humus layer and at different depths in the peat, 19 years after application of, on average, 23 tonnes of wood ash per hectare on a terminated peat cutover area at Flakmossen, west-central Sweden.

Analys	Enhet	Provskikt					
		Humus- skikt n = 11	Torv 0-10 cm	Torv 10-20 cm	Torv 20-40 cm 8-10	Torv 40-60 cm 6-8	Torv 60-80 cm 4
pH-H ₂ O		4.51	4.42	4.48	4.41	4.50	4.21
Elektr. ledn.förm.	(µS/cm)	461	219	197	200	310	700
C - totalt	(% ts)	49.1	41.9	44.2	48.9	45.3	54.0
N - totalt	(% ts)	2.30	1.90	1.93	2.09	1.70	1.89
C/N		22.3	22.6	23.3	23.7	26.7	28.7
P – AL	(mg/kg ts)	164	28.9	27.2	14.8	8.4	6.0
P – totalt	(mg/kg ts)	1220	799	640	513	420	540
Ca - utbytbart	(mg/kg ts)	6170	3640	4360	3450	2880	3500
Ca – totalt	(mg/kg ts)	10040	6040	6420	5570	4540	5500
Mg - utbytbart	(mg/kg ts)	859	365	445	487	620	820
Mg – totalt	(mg/kg ts)	1140	541	596	655	810	1000
K – AL	(mg/kg ts)	560	70.9	42.6	20.7	15	8.4
K – utbytbart	(mg/kg ts)	813	167	101	42.8	19	12
K – totalt	(mg/kg ts)	963	311	225	127	150	230
Na – utbytbart	(mg/kg ts)	48	50.8	52.0	39.4	49	70
Na – totalt	(mg/kg ts)	64	80.2	75.2	55.2	73	77
Mn – utbytbart	(mg/kg ts)	462	62.5	49.5	33.3	18	23
Mn – totalt	(mg/kg ts)	1050	284	241	110	50	46
Al – totalt	(mg/kg ts)	1120	2650	2750	3270	4500	5200
As – totalt	(mg/kg ts)	0.82	2.13	1.75	1.22	1.1	1.3
B – totalt	(mg/kg ts)	11.7	14.8	15.6	16.4	18	24
Ba – totalt	(mg/kg ts)	91.7	70.6	72.8	45.0	21	25
Cd – totalt	(mg/kg ts)	0.81	0.70	0.56	0.31	0.22	0.10
Co – totalt	(mg/kg ts)	1.25	1.82	1.79	1.49	1.2	1.9
Cr – totalt	(mg/kg ts)	12	16	11	15	14	16
Cu – totalt	(mg/kg ts)	8.10	8.95	7.61	4.90	5.6	2.9
Fe – totalt	(mg/kg ts)	4150	13800	13400	11400	8500	12000
Mo – totalt	(mg/kg ts)	4.65	10.7	8.41	8.30	11	11
Ni – totalt	(mg/kg ts)	36	38	20	9.4	12	6.0
Pb – totalt	(mg/kg ts)	9.75	13.8	11.4	4.2	1.1	0.86
S – totalt	(mg/kg ts)	2900	4350	4860	6620	7720	13000
U – totalt	(mg/kg ts)	0.19	0.63	0.64	0.92	1.1	1.6
Zn – totalt	(mg/kg ts)	225	73.5	52.0	38	10	5.0
Utbytb. Katjoner	(cmol _c /kg)	41.8	22.0	26.1	22	20	25
Totalaciditet, pH 7	(cmol _c /kg)	52.0	57.4	58.6	61	49	62
CEC	(cmol _c /kg)	93.8	79.4	84.7	82	69	87
Basmättnadsgrad	(%)	44.8	27.6	29.5	26	28	29

3.3 Basmättnadsgrad

Basmättnadsgraden, som före markbehandlingen låg strax över 20 % i hela torvprofilen, hade ett år efter tillförseln av vedaska ökat kraftigt i det frästa torvskiktet (0-40 cm). Även i skiktet 40-60 cm under markytan var basmättnadsgraden förhöjd, men på 60-80 cm djup hade basmättnadsgraden ej ändrats. Nitton år efter markbehandlingen, hade basmättnadsgraden minskat i de övre torvlagren, men i de översta 20 cm var basmättnadsgraden fortfarande högre än före markbehandlingen. Det fanns dessutom en svag tendens till att basmättnadsgraden i de djupare torvskikten (40-60 cm och 60-80 cm) ökat något (Figur 7).

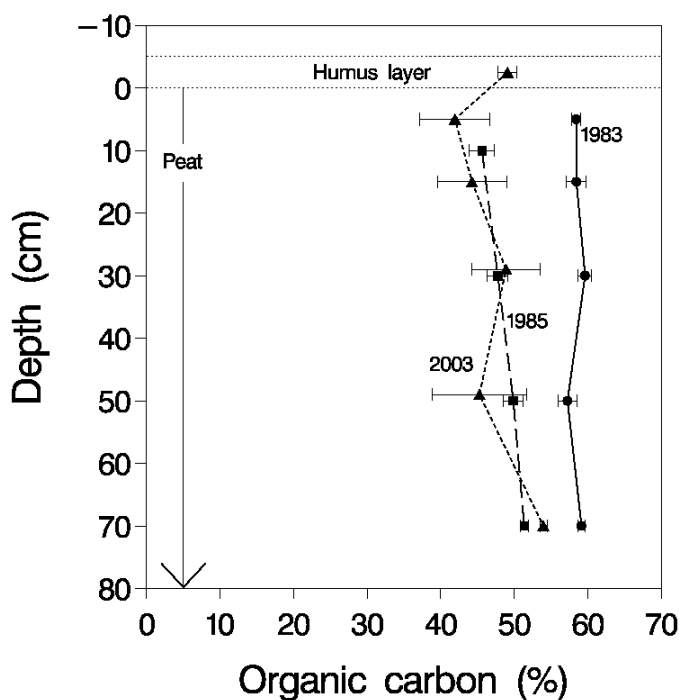


Figur 7. Medelvärden, med medelfel, på basmättnadsgraden på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1985 års basmättnadsgrad på 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 7. Mean values and standard error of mean for base saturation at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for base saturation from the year 1985, at 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and values from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

3.4 Organiskt kol

De analyser som gjordes på den torv, som provtogs före markbehandlingen, visade att halten organiskt kol i hela torvprofilen låg nära 60 %. Ett respektive 19 år efter markbehandlingen var kolhalten i torven i genomsnitt nästan 10 % lägre i reella tal (Figur 8).



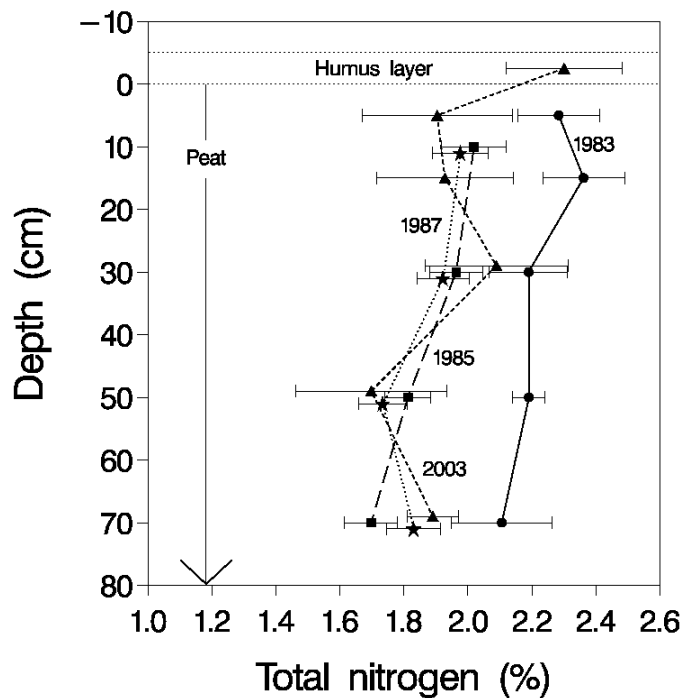
Figur 8. Medelvärden, med medelfel, på halten av organiskt kol på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 2003 års halter på 30 cm och 50 cm djup har flyttats upp en cm för att lättare kunna skilja 1985 och 2003 års värden åt på dessa provtagningsdjup.

Figure 8. Mean values and standard error of mean for organic carbon concentrations at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for organic carbon concentrations from the year 2003, at 30 and 50 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

3.5 Kväve (N) och kol-kväveknoten (C:N-kvot)

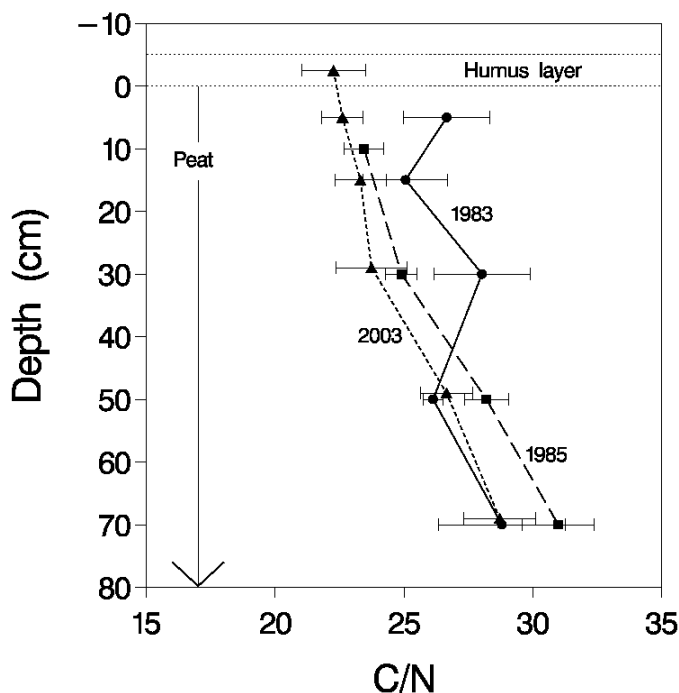
Även för kväve noteras en högre halt i torven före markbehandlingen jämfört med ett, tre eller nitton år efter densamma. Gemensamt för i stort sett alla provtagningsstillfällena är att kvävehalten hade en tendens till att minska med torvdjupet (Figur 9).

I vår undersökning ökar C:N-kvoten generellt med torvdjupet, speciellt efter markbehandlingen. I de övre torvlagren minskade C:N-kvoten signifikant efter markbehandlingen (Figur 10).



Figur 9. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av kväve på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1987 års kvävehalter på 10, 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figur 9. Mean values and standard error of mean for total nitrogen concentrations at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years (1987) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total nitrogen concentrations from the year 1987, at 10, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.



Figur 10. Medelvärden, med medelfel, för kol-kvävekvoten på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 2003 års värden på 30, 50 och 70 cm djup har flyttats upp en cm för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figur 10. Mean values and standard error of mean for C:N-ratio at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for C:N ratio values from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

3.6 Svavel (S), fosfor (P), kol-fosforkvot (C:P-kvot) och kväve-fosforkvot (N:P-kvot)

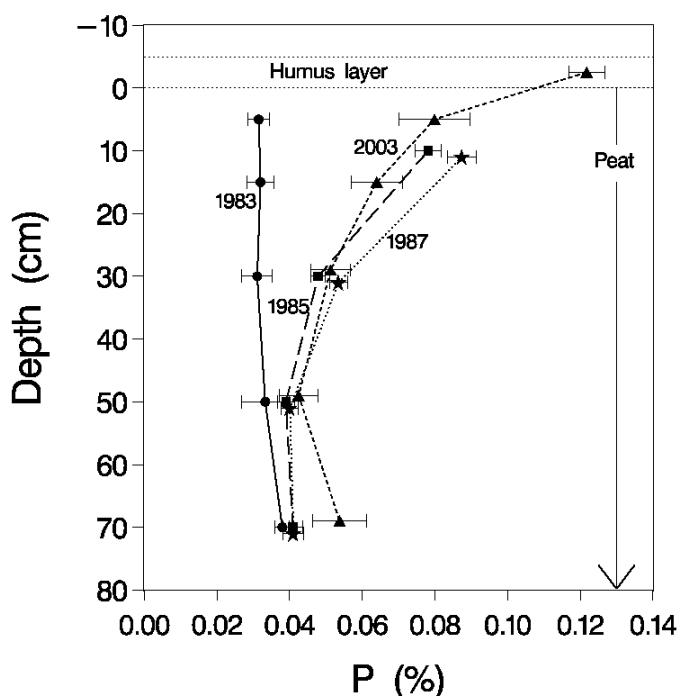
Svavelhalten i torven var före markbehandlingen ca 0.62 % av torrsubstanshalten i de övre 40 cm. Det bör dock noteras att dessa värden baseras på bara fem analysvärden. Nitton år efter markbehandlingen noterades en ökande S-halt med torvdjupet (Tabell 4), även om svavelhalterna i de ytliga torvlagren var lägre än före markbehandlingen.

Före markbehandlingen varierade totalfosforhalten i torven mellan ca 0.03 – 0.04 % torrsubstans. Tillförseln av vedflygaska, råfosfat och superfosfat på intensivodlingsytan medförde en kraftigt ökad halt av total-P i det översta 40 cm frästa torvlagret. Nitton år efter markbehandlingen noterades en tendens till att halten minskat i de ytliga torvlagren jämfört med förhållandena ett resp. tre år efter markbehandlingen (1985 och 1987). I det nederst provtagna torvlagret (60-80 cm) fanns i stället en klar tendens till att P-halten ökat vid den senaste provtagningen (Figur 11).

Halten lättlösligt fosfor (P-AL) i torven, minskade år 2003, kraftigt från humuslagret till de övre torvlagren och minskade sedan ytterligare djupare ned i torven (Tabell 4).

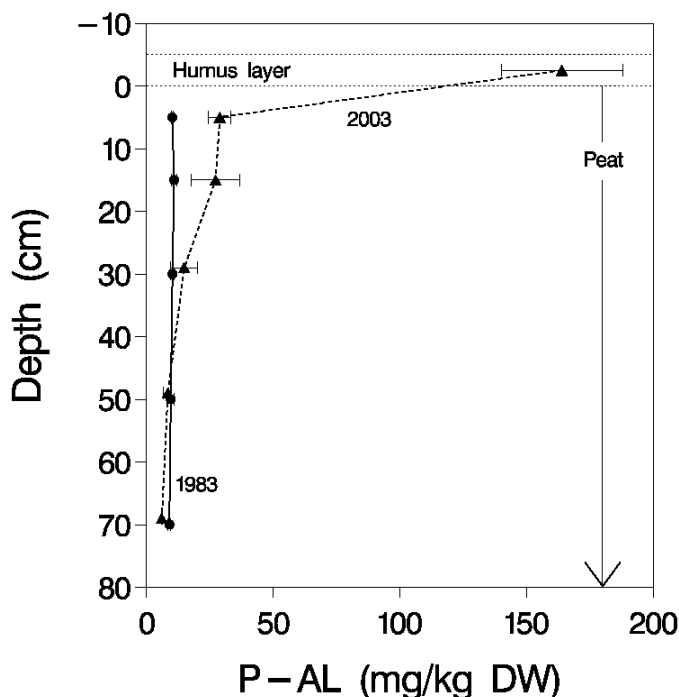
Halten P-AL i de övre torvlagren var dock fortfarande förhöjd jämfört med förhållandena före markbehandlingen (Figur 12). Det finns dock andra mätningar på intensivodlingsytan, där bara ytskiktet (0-20 cm) provtagits ett, fem resp. sju år efter markbehandlingen, som visar att halten P-AL i detta skikt avtagit drastiskt (Nilsson, 1993).

Före markbehandlingen utgjorde P-AL bara i genomsnitt 3 % av total-P. Nitton år efter markbehandlingen var andelen lättlösligt fosfor, i förhållande till totalhalten fosfor (P-AL/P-totalt), i medeltal 13 % i humuslagret och minskade ned till 3-4 % i de övre torvlagren och bara 1 % i skiktet 60-80 cm.



Figur 11. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av fosfor på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1987 års fosforhalter på 10, 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 11. Mean values and standard error of mean for total phosphorus concentrations at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years (1987) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total phosphorus concentrations from the year 1987, at 10, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

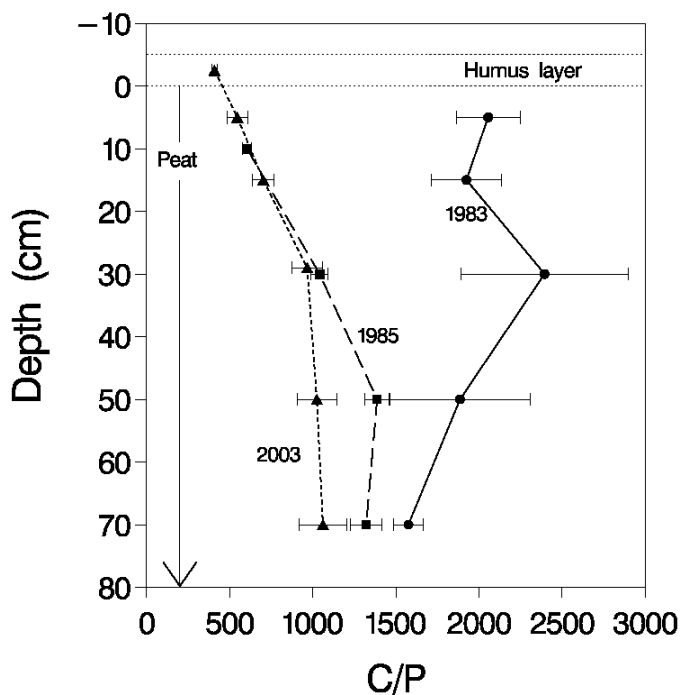


Figur 12. Medelvärden, med medelfel, på halter av växttillgängligt fosfor (P-AL) på olika djup i torven före behandlingen (1983), samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 2003 års halter på 30, 50 och 70 cm djup har flyttats upp en cm för att lättare kunna skilja 1983 och 2003 års värden åt på detta provtagningsdjup.

Figure 12. Mean values and standard error of mean for concentrations of plant available phosphorus (P-AL) at different depths in the peat before soil treatments (1983), and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for concentrations of plant available phosphorus from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

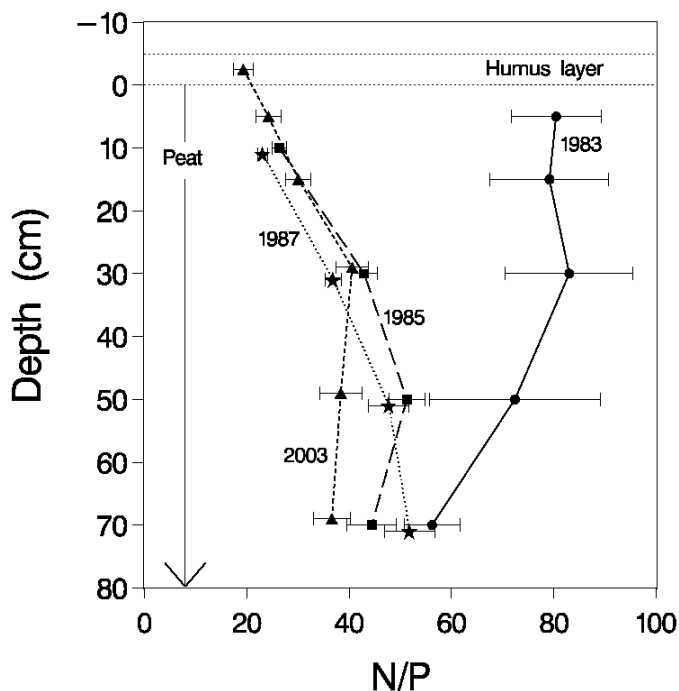
Kvoten mellan totalhalterna av kol och fosfor (C:P-kvot) var före markbehandlingen mycket hög (kring 2000). Efter markbehandlingen låg kvoten mellan 500 och 1000 i de övre torvlagren (linjärt avtagande mot djupet) och mellan 1000 och 1500 i de undre torvlagren. Det fanns en klar tendens till att C:P-kvoten i de undre torvlagren minskat från 1985 till 2003 (Figur 13).

Före markbehandlingen låg kvoten N:P kring 80 i de övre torvlagren. Efter markbehandlingen låg N:P-kvoten mellan 20-40 i de övre torvlagren och mellan 35-55 i de undre torvlagren. Nitton år efter markbehandlingen fanns en klar tendens till att kvoten minskat även i torvskiktet 60-80 cm under markytan (Figur 14).



Figur 13. Medelvärden, med medelfel, för kvoten organiskt kol/totalfosfor på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 2003 års halter på 30 cm djup har flyttats upp en cm för att lättare kunna skilja 1985 och 2003 års värden åt på detta provtagningsdjup.

Figure 13. Mean values and standard error of mean for the ratio of organic carbon / total phosphorus at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for concentrations of plant available phosphorus from the year 2003, at 30 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.



Figur 14. Medelvärden, med medelfel, för kvoten totalkväve/totalfosfor på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1987 års värden på 10, 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

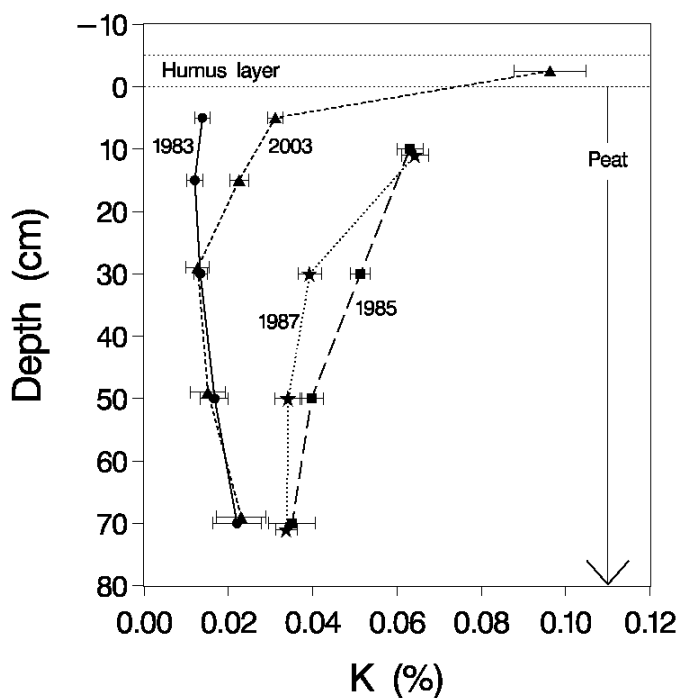
Figure 14. Mean values and standard error of mean for the ratio of total nitrogen / total phosphorus at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for concentrations of plant available phosphorus from the year 1987, at 10, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm and corresponding values from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

3.7 Kalium (K) och natrium (Na)

Före markbehandlingen låg totalhalterna av K i de övre torvlagren kring i medeltal 0.015 % av torrsubstanshalten och ökade sedan svagt mot djupet. Förändringen av totalkoncentrationen av K, efter markbehandlingen, uppvisar delvis samma bild som för fosfor. Efter tillförseln av vedflygaska ökade halten total-K genom hela torvpacken, men redan 1987 kan man notera en viss minskning av halten från 20-40 cm och nedåt. Hösten 2003 var K-halten bara förhöjd i skikten 0-10, resp. 10-20 cm jämfört med förhållandena före gödning och markbehandling (Figur 15). Samma förhållande gäller även för halten utbytbar K och halten lättlösligt K (K-AL) (Figur 16 och 17).

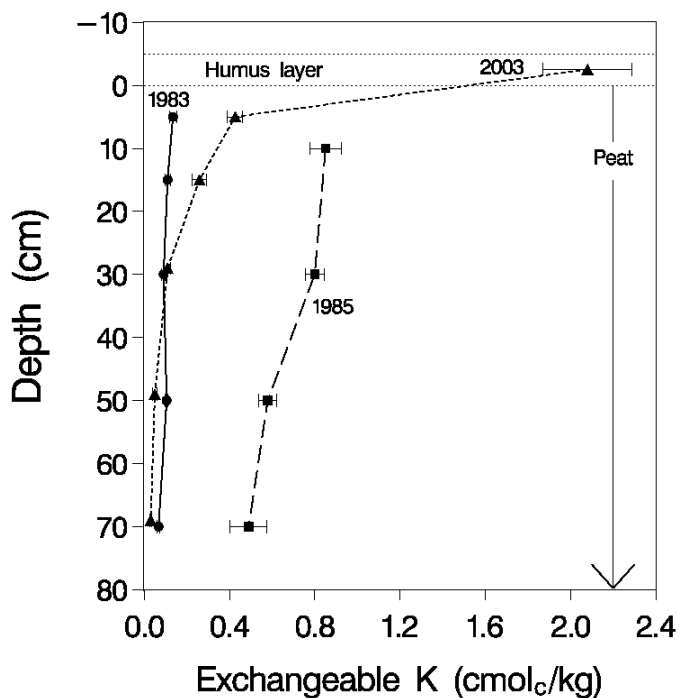
Före markbehandlingen låg natriumhalterna i torven på i medeltal ca 60 mg/kg t.s. i de övre torvlagren och lite drygt 80 mg/kg t.s. i de undre torvlagren. För torv på minst 50 cm djup i 148 torvmarker i Sverige redovisade Fredriksson m.fl. (1984) ett medelvärde på totalhalten Na (omräknat till mg/kg torrsubstans) på ca 140 mg/kg t.s.

Nitton år efter markbehandlingen var Na-halterna högst i det översta provtagna torvlagret (kring 80 mg/kg t.s.) och minskade något till nivån 20-40 cm under humuslagret, för att sedan öka mot djupet igen (Tabell 4).



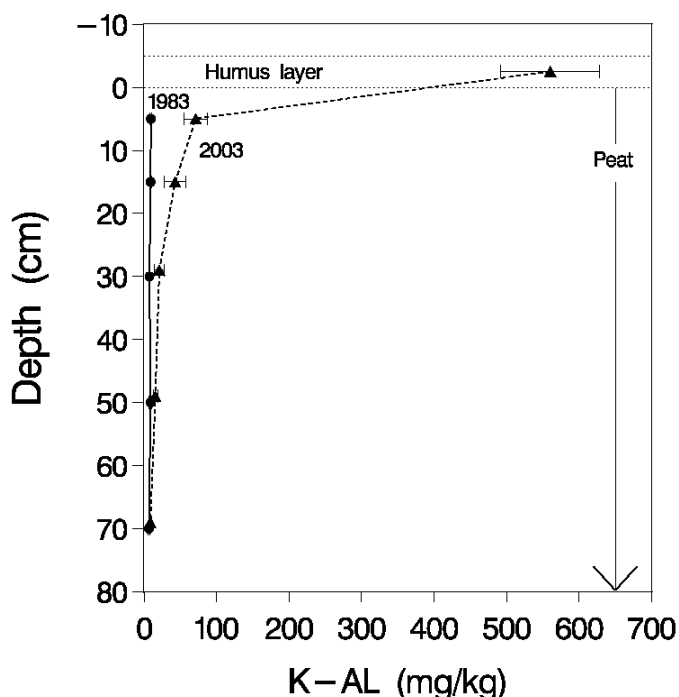
Figur 15. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av kalium på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1987 års kaliumhalter på 10 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 15. Mean values and standard error of mean for total potassium concentrations at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years (1987) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total potassium concentrations from the year 1987, at 10 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.



Figur 16. Medelvärden, med medelfel, för utbytbara halter av kalium på olika djup i torven före behandlingen (1983) och ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 2003 års halter på 30, 50 och 70 cm djup har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 16. Mean values and standard error of mean for concentrations of exchangeable potassium at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for exchangeable potassium concentrations from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

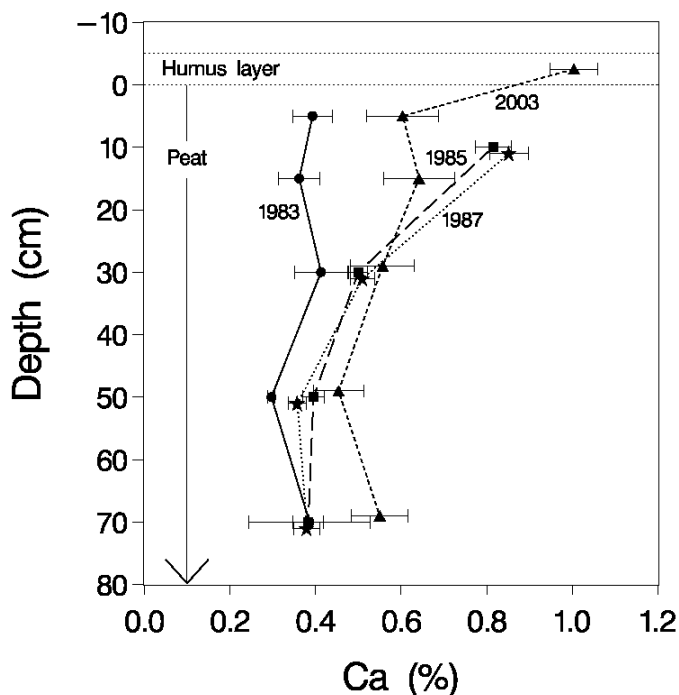


Figur 17. Medelvärden, med medelfel, på halter av växttillgängligt kalium (K-AL) på olika djup i torven före behandlingen (1983), samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 2003 års halter på 30, 50 och 70 cm djup har flyttats upp en cm för att lättare kunna skilja 1983 och 2003 års värden åt på detta provtagningsdjup.

Figure 17. Mean values and standard error of mean for concentrations of plant available potassium (K-AL) at different depths in the peat before soil treatments (1983) and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for plant available potassium concentrations from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

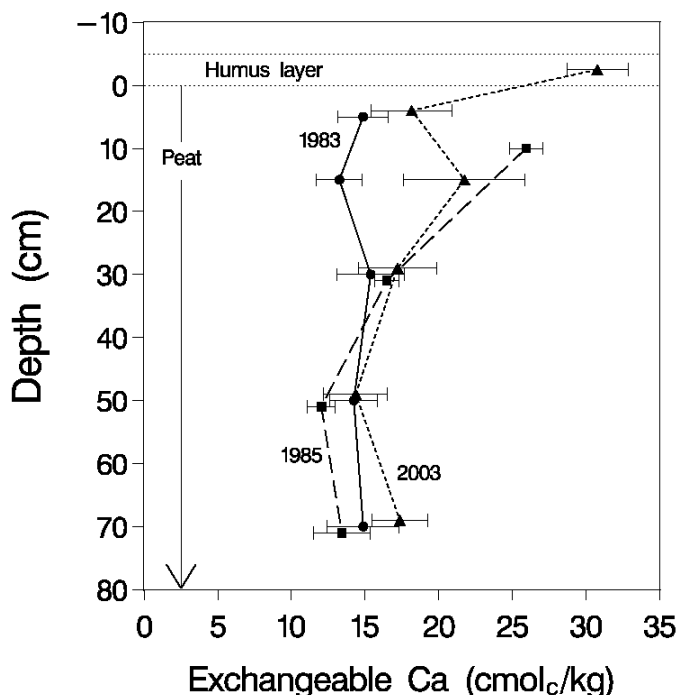
3.8 Kalcium (Ca) och magnesium (Mg)

Totalhalten kalcium var före markbehandlingen relativt konstant genom den kvarvarande torven; kring 0.3-0.4 % av torrsubstanshalten. Markbehandlingen och främst då tillförseln av vedaska, medförde att kalciumhalten ökade kraftigt i de övre 20 cm av torven. Nitton år efter markbehandlingen hade halten Ca minskat något i de övre torvskikten, men i stället ökat i de undre torvskikten (Figur 18). För halten utbytbar Ca noteras i stort sett samma bild (Figur 19). Före markbehandlingen utgjorde utbytbar Ca i medeltal 74 – 88 % av totalkalcium på de olika provtagningsdjupen. Nitton år efter markbehandlingen var denna andel lägre; 54 – 67 %.



Figur 18. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av kalcium på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1987 års kalciumhalter på 10, 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 18. Mean values and standard error of mean for total calcium concentrations at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years (1987) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total calcium concentrations from the year 1987, at 10, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

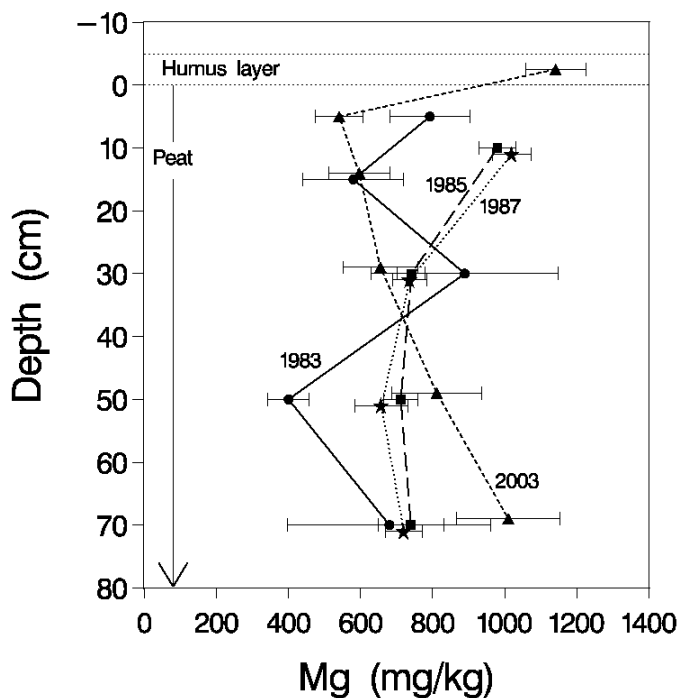


Figur 19. Medelvärden, med medelfel, för utbytbara halter av kalcium på olika djup i torven före behandlingen (1983) och ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1985 års halter på 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 5, 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 19. Mean values and standard error of mean for concentrations of exchangeable calcium at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for exchangeable calcium concentrations from the year 1985, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 5, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

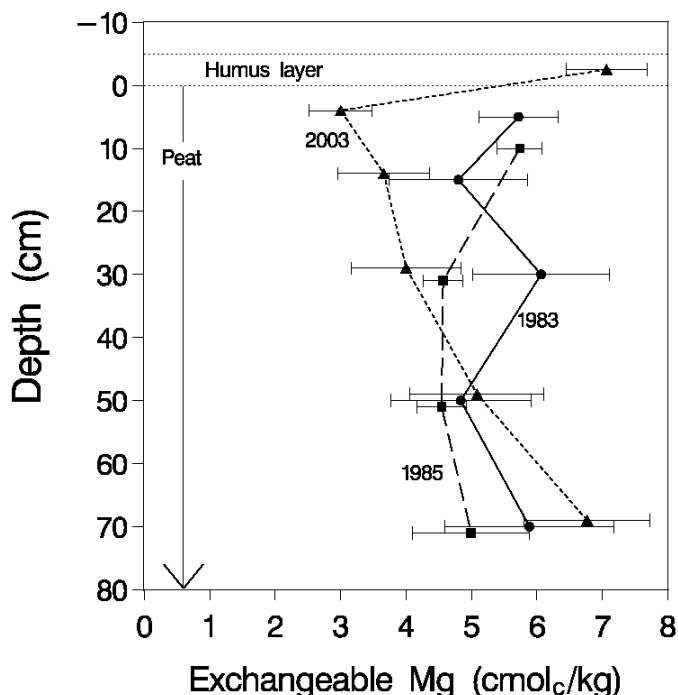
Före markbehandlingen varierade totalhalten Mg relativt kraftigt mellan och inom de olika provtagningsdjupen (Figur 20). Den procentuella andelen utbytbart Mg utgjorde i medeltal ca 90 % av totalhalten Mg.

De första åren efter markbehandlingen ökade magnesiumhalten i de övre 20 cm av torvpacken. Nitton år efter markbehandlingen hade Mg-halten minskat kraftigt i de övre torvlagren och låg i vissa ytliga skikt i medeltal under de halter som fanns i torven före behandlingen. I de undre torvlagren hade dock Mg-halten ökat markant (Figur 20). För utbytbart magnesium noteras en ännu kraftigare minskning i de övre torvlagren (Figur 21).



Figur 20. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av magnesium på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1987 års halter på 10, 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 15, 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 20. Mean values and standard error of mean for total magnesium concentrations at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years (1987) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total magnesium concentrations from the year 1987, at 10, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 15, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

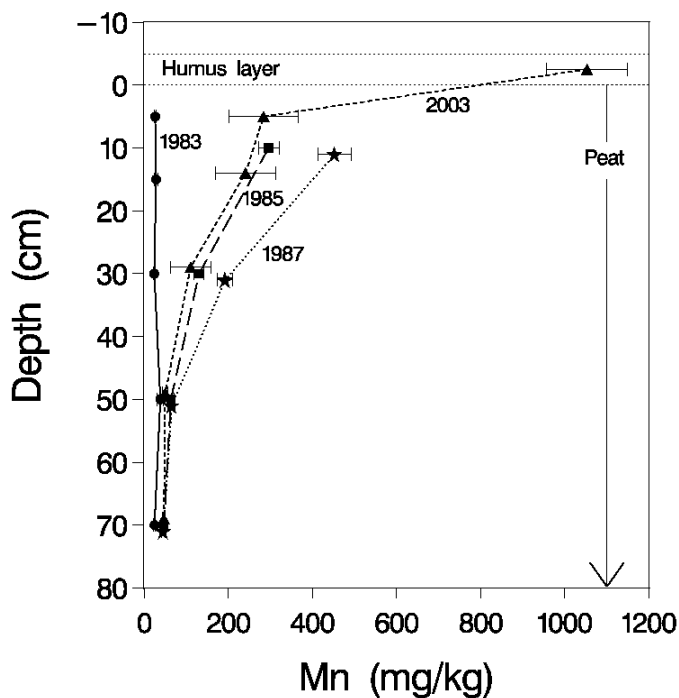


Figur 21. Medelvärden, med medelfel, för utbytbara halter av magnesium på olika djup i torven före behandlingen (1983) och ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1985 års halter på 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 15, 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 21. Mean values and standard error of mean for concentrations of exchangeable magnesium at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for exchangeable magnesium concentrations from the year 1985, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 15, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

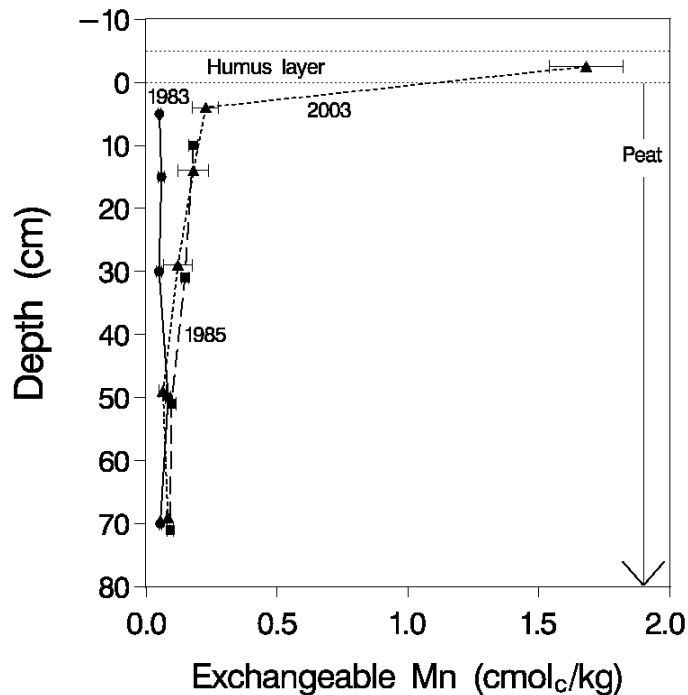
3.9 Mangan (Mn), järn (Fe) och aluminium (Al)

Före markbehandlingen varierade den totala manganhalten i den kvarvarande torven mellan ca 20-40 mg/kg torrsubstans. Tillförseln av vedaska ledde till en kraftig ökning av manganhalten i de övre torvlagren (ner till 40 cm djup). Nitton år efter behandlingen tycks dock fortfarande manganhalten i de undre torvlagren vara opåverkad (Figur 22). Halten utbytbar Mn ökade inte lika kraftigt efter markbehandlingen som totalhalten (Figur 23). I humuslagret är både totalhalten och halten utbytbar Mn betydligt högre än i den underliggande torven (Figur 22 och 23).



Figur 22. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av mangan på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1987 års halter på 10, 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

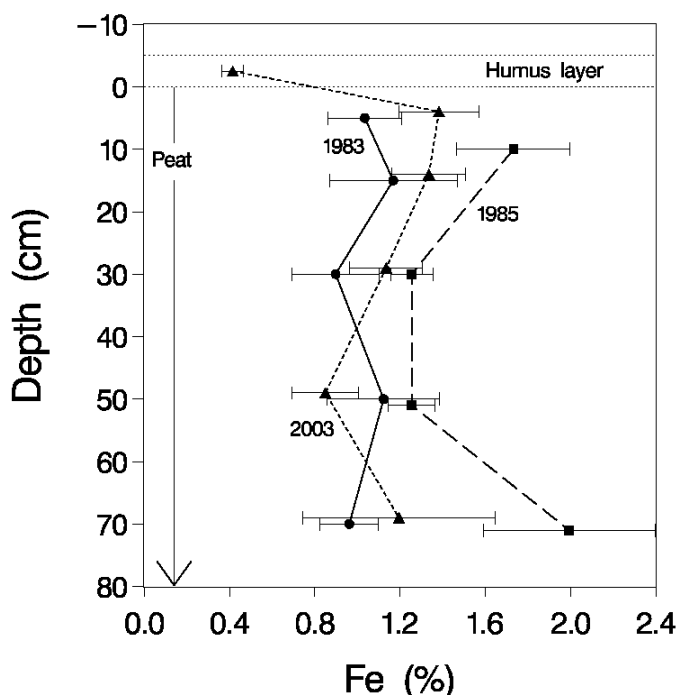
Figure 22. Mean values and standard error of mean for total manganese concentrations at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years (1987) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total manganese concentrations from the year 1987, at 10, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.



Figur 23. Medelvärden, med medelfel, för utbytbara halter av mangan på olika djup i torven före behandlingen (1983) och ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1985 års halter på 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 15, 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 23. Mean values and standard error of mean for concentrations of exchangeable manganese at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for exchangeable manganese concentrations from the year 1985, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 15, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

Järnhalten i torven på intensivodlingsytan varierar kraftigt, främst horisontellt, men även vertikalt. Ett år efter markbehandlingen verkar halten Fe ha ökat i torven (Figur 24), men detta beror nog mer på att vissa av provpunkterna detta år troligen råkade hamna på områden inom parcellerna med högre järnhalt. Spridningen är som synes stor i de olika provdjupen.



Figur 24. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av järn på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1985 års halter på 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 5, 15, 30, 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 24. Mean values and standard error of mean for total concentrations of iron at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total concentrations of iron from the year 1985, at 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 5, 15, 30, 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

Före markbehandlingen analyserades bara ett fåtal torvprov på aluminium. Halten Al i dessa varierade mellan 0.10 % - 0.49 % och utgående från de få analyserna kan man inte säga att djupare liggande torvlager har högre Al-halt än ytliga torvlager eller vice versa. Nitton år efter markbehandlingen kan man notera att Al-halten ökar ju längre ner i torven man kommer (Tabell 4).

3.10 Spårämnen

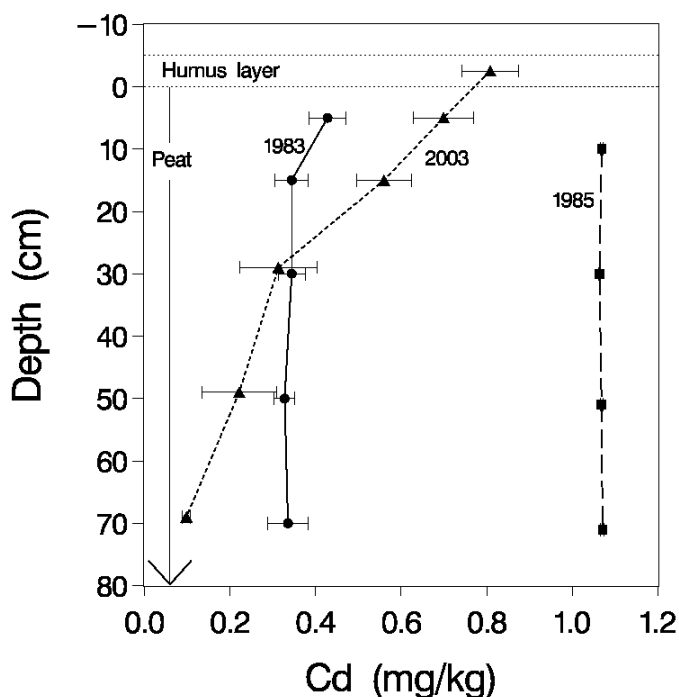
Före markbehandlingen analyserades enbart några torvprov på bor (B), kadmium (Cd), koppar (Cu) och zink (Zn). Borhalten låg i dessa prov under detektionsgränsen på 1 mg/kg torrsubstans. Kadmiumhalten var något högre i de översta 10 cm av torven jämfört med den resterande underliggande torven (Figur 25). Halten Cu varierade kraftigt med djupet (Figur 26), medan Zn-halten låg ganska konstant på i medeltal 4-5

mg/kg från 20 cm djup och nedåt. I de övre 10 cm av den kvarvarande torven var den genomsnittliga zinkhalten något högre; 7.5 mg/kg torrsubstans (Figur 27).

Ett år efter markbehandlingen analyserades torvproven på bl.a. Cd, Cu och Zn. Kadmiumhalten i torven hade då mer än fördubblats ner till 80 cm djup (Figur 25), medan halten Zn ökat mycket kraftig i de övre omblandade torvlagren, men även till viss del på 60-80 cm djup (Figur 27). Variationen i kopparhalt var även då stor i de olika provtagningsdjupen och någon entydig effekt av markbehandlingen på Cu-halten kan då ej skönjas (Figur 26).

Tre år efter markbehandlingen analyserades enbart Zn av spårämnena i torvproven. Enligt dessa analyser hade Zn-halterna då ökat ytterligare i de övre 40 cm, men något på 40-60 cm djup (figur 27).

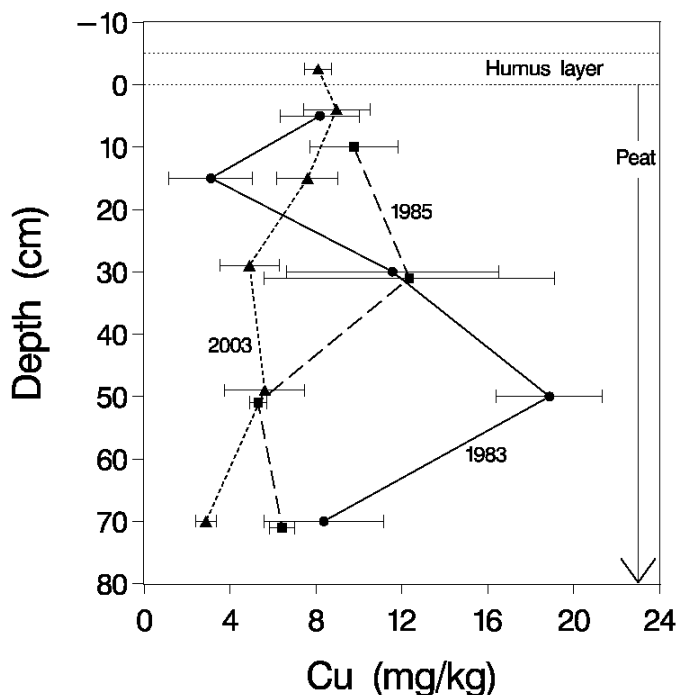
Nitton år efter markbehandlingen noterades att Cd-halten minskat på alla provdjup och på 60-80 cm djup var Cd-halten t.o.m. lägre än före markbehandlingen (Figur 25).



Figur 25. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av kadmium på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 2003 års halter på 30 och 50 cm djup har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 25. Mean values and standard error of mean for total concentrations of cadmium at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total concentrations of cadmium from the year 2003, at 30 and 50 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

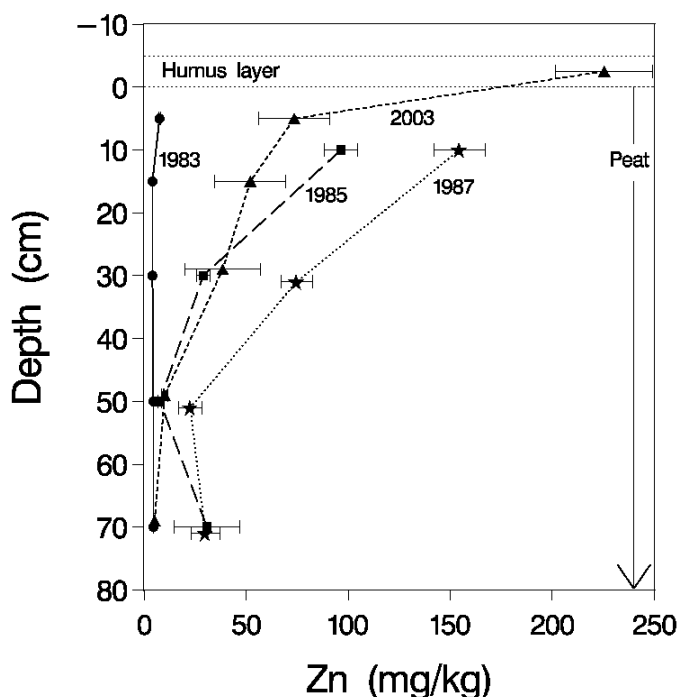
Från provtagningskiktet 20-40 cm under humusskiktet och nedåt låg Cu-halten på en relativt låg nivå, 19 år efter markbehandlingen (Figur 26). Den relativt stora variationen i Cu-halten på de olika provtagningsnivåerna vid provtagningarna 1983 och 1985 gör dock att det är svårt att skönja någon effekt av markbehandlingen på Cu-halten.



Figur 26. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av koppar på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1985 års halter på 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 5, 30 och 50 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 26. Mean values and standard error of mean for total concentrations of copper at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total concentrations of copper from the year 1985, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 5, 30 and 50 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

Nitton år efter markbehandlingen (år 2003) hade zinkhalterna minskat genomgående i hela torvprofilen och i torvskikten 40-60 cm och 60-80 cm under markytan avvek inte de genomsnittliga zinkhalterna från de halter som observerades före markbehandlingen. I humuslagret var dock zinkhalten klart högre än i underliggande torv (Figur 27).



Figur 27. Medelvärden, med medelfel, på totalhalter av zink på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) och tre år (1987) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandlingen. Medelvärden och medelfel för 1987 års halter på 30, 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 30 och 50 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup.

Figure 27. Mean values and standard error of mean for total concentrations of zink at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) and three years (1987) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for total concentrations of zink from the year 1987, at 30, 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 30 and 50 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths.

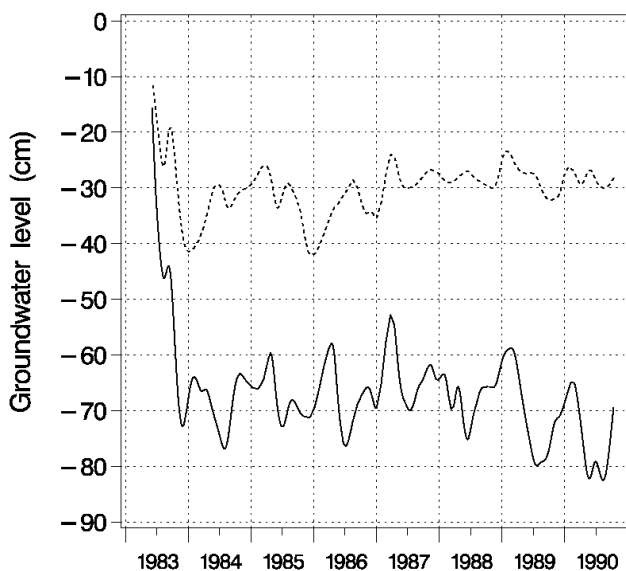
Nitton år efter markbehandlingen var halterna av arsenik (As), B, kobolt (Co), molybden (Mo), bly (Pb), och uran (U) genomgående lägre i humuslagret än i de övre delarna av torven. Halterna av barium (Ba), Cd och Zn var däremot högre i humuslaget än i den underlagrande torven, medan halterna av krom (Cr) och nickel (Ni) var ungefär lika i humuslagret och torven (Tabell 4).

Borhalten hade ökat kraftigt i hela torvprofilen och tillsammans med U uppvisade B ökande halter med ökat torvdjup. För As, Ba, Cd, Co, Cu, Ni, Pb och Zn minskade däremot halterna med torvdjupet, medan halterna av Cr och Mo var relativt konstanta med djupet (Tabell 4).

4 Resultatanalys

4.1 Effekter av markbehandlingen på volymvikt, torvmängd och organiskt kol

Den dikning som genomfördes hösten 1983 innebar att grundvattenytan inom några veckor sänktes med ca 20-30 cm på områden där det kvarvarande torvlagret var mer än 50 cm och med ca 10-20 cm inom områden med tunt kvarvarande torvlager (Figur 28). Detta innebar i sin tur att mycket av det vatten som tidigare funnits i de övre torvlagren dränerades, varvid denna torv sjönk ihop något (kompakterades). Volymvikten i främst de ytliga lagren ökade därmed, vilket också kunde observeras vid provtagningen 1985. Kompakteringen fortsatte de närmaste åren, vilket också avspeglas i högre volymvikter vid provtagningarna 1987 och 2003 (Figur 5).



Figur 28. Medelgrundvattennivåer (cm under ursprunglig markyta) inom områden där det kvarvarande torvtäcket utgjorde mer än 50 cm (heldragen linje) och inom områden med ett tunt (< 50 cm) kvarvarande torvtäcke (streckad linje).

Figure 28. Mean groundwater levels (cm below original soil surface) within areas with thick (> 50 cm) remaining peat layer (solid curve) and within areas with thin (< 50 cm) remaining peat layer (broken curve).

Kolhalten i torven hade, 19 år efter markbehandlingen, minskat med i genomsnitt nästan 10 vikt-%. Denna minskning kan, i de övre skikten, delvis förklaras av tillförseln av gödselmedel, samt att underliggande sand blandats in i torven i samband med fräsning på vissa parceller med grunt torvtäcke. Dikningen, tillförseln av gödselmedel och fräsning medförde dessutom troligen en ökad mineralisering av det organiska materialet, i de övre torvskikten (0-40 cm). En del organiskt kol i dessa skikt har därvid avgått till atmosfären som koldioxid eller lakats ut till grund- och ytvatten som löst organiskt kol (DOC). Att så har skett indikeras av att C:N-kvoten minskat i de övre torvskikten.

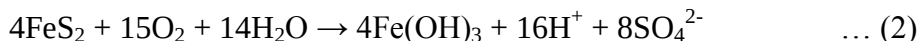
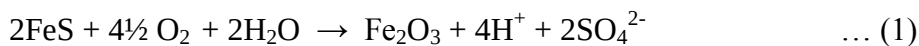
Andra studier har visat att både dikning och askgödsling vanligtvis medför en ökad mikrobiell aktivitet i torvens ytlager, vilket leder till en ökad CO₂-avgång (Huikari, 1953; Gardiner, 1975; Kaunisto & Norlamo, 1976; Karsisto, 1979; Bramryd, 1985; Silvola m.fl., 1985, 1996; Moore & Knowles 1989; Martikainen m.fl., 1995; von Arnold m.fl., 2005). Sikström m.fl. (2006) fann dock ingen ökad CO₂-avgång under de första två åren efter tillförsel av 3.3 resp. 6.6 ton krossaska/ha på en dikad och beskogad torvmark i SV Småland.

Den minskning av kolhalten som observerades i de undre torvlagren kan ha berott på att hela torvlagret efter markbehandlingen (där även dikning ingick) sjönk ihop något, så att provtagningen på djupare nivåer innebar (i vissa fall) att torv med högre askhalt (p.g.a. närhet till underliggande sand) provtogs. På de parceller där torvmäktigheten var mindre än en meter hade marknivån, tre år efter dikningen, stabiliserats på en nivå som i genomsnitt var 6-7 cm under den nivå som rådde före dikningen. Marknivån på parceller med mer än en meters torvmäktighet var sju år efter dikningen i medeltal drygt 15 cm under den marknivå som existerade före dikningen och hade ännu ej stabiliserats (Nilsson & Lundin, 2006).

Utgående från volymvikterna kan mängden torvmaterial (torrsubstans) ned till 80 cm djup beräknas. Före markbehandlingen fanns, i medeltal, ca 85 kg torvmaterial per m² i detta skikt. Nitton år efter markbehandlingen var mängden torvmaterial i skiktet 0-80 cm under humuslagret i medeltal ca 133 kg/m², d.v.s. en ökning på nästan 50 kg/m², eller 56 %. Tillförseln av gödselmedlen motsvarade endast 2.4 kg/m². Huvudorsaken till ökningen är att dikningen medförde en kompaktering av torven, vilket återspeglas i ökade volymvikter i alla provtagna torvskikt. Att dikning av torvmarker leder till en ökad volymvikt i de ytliga torvlagren är ett välkänt faktum (Burke, 1978; Laiho & Laine, 1994; Minkinen & Laine, 1998). En ökad inblandning av sand i torven, p.g.a. av fräsningen på vissa parceller med tunt torvdjup, kan också förklara en del av den i genomsnitt ökande materialmängden i skiktet 0-80 cm. Den ökande biomassan hos de planterade träden kan också ha intensifierat kompakteringen av torven (Minkinen & Laine, 1998). Sänkningen av grundvattenytan medför också att rotbiomassan i de ytliga torvskikten ökar (Laiho & Finér, 1996), vilket i sin tur leder till en ökning av volymvikten i dessa skikt (Mannerkoski, 1982). Så de 0-80 cm som provtogs år 2003, motsvarade förmodligen ca 0-120 cm år 1983. Detta påverkar naturligtvis storleken på de beräknade mängderna av närings- och spårämnen i det provtagna torvskiktet 0-80 cm, före resp. 19 år efter markbehandlingen (se avnitt 4.3).

4.2 Effekter av markbehandlingen på syra/basstatusen i torven

Den pH-ökningen som uppmättes i de översta torvlagren de första åren efter markbehandlingen var något mindre än vad som förväntades, med tanke på den stora askgivan (i genomsnitt 23 ton/ha). Den förhållandevis lilla initiala pH-ökningen och de låga pH-värden som uppmättes i hela torvprofilen 19 år efter markbehandlingen beror troligen huvudsakligen på att dikningen medförde en ökad syretillgång i torven, främst då de ytliga torvlagren. Syretillförseln medförde att sulfider (FeS, FeS₂, H₂S) i torven oxiderades, varvid bl.a. vätejoner frigjordes och pH minskade:



Det bör nämnas att alla prov torkades och maldes innan pH mättes. Torkade jordprov har oftast värden på pH-H₂O som är någon eller några tiondels pH-enheter lägre än för färskare prov (Rost & Fieger, 1923; Sjörs, 1961; Saarinen, 1989; Corchesne m.fl., 1995). För prover med höga svavelhalter kan torkning innebära att pH sänks med flera pH-enheter (Pearsall, 1952; Coultas & Calhoun, 1976).

Flera undersökningar har visat att dikning av torvmarker ofta medför en minskat pH-värde i torven (Lukkala, 1929; Vahtera, 1955; Magnusson, 1982; Laiho & Laine, 1990; Westman & Laiho, 2003). Om svavelinnehållet i torven är högt kan pH-minskningen efter dikning bli betydande (Ødelien m.fl., 1975). Den växande biomassan med dess blad-, barr- och rotförna, samt nedbrytningen av det organiska materialet bidrar också till försurningen av de översta torvskikten.

Även för basmättnadsgraden noterades en minskning i de övre torvskikten, 19 år efter markbehandlingen, jämfört med förhållande ett år efter behandlingen. Westman & Laiho (2003) visade att, för beskogade torvmarker i södra och mellersta Finland, fanns det en trend (ej signifikant) att basmättnadsgraden i torvens övre 30 cm minskade ju fler år det hade gått sedan torvmarkerna hade dikats.

De ökande S-halter med ökande provtagningsdjup, som observerades 19 år efter markbehandlingen, är troligen också orsaken till de låga pH-värden (och höga värden på den elektriska ledningsförmågan) som då noterades i djupare torvskikten.

4.3 Effekter av markbehandlingen på innehållet av N, S, P och K i torven

Kvävehalten i torv beror främst på den växtsammansättning som bildade torven, men N-halten ökar också ofta med torvens humifieringsgrad (Heikurainen, 1973; Fredriksson m.fl., 1984). Då torvmarkerna oftast haft en näringsrikare växtsammansättning vid dess bildande och sedan ofta fått mer inslag av vitmosstorv, när torvmarken växt på höjden, ökar vanligtvis kvävehalten något med torvdjupet (Heikurainen, 1973). På Flakmossen tenderar dock N-halten till att minska med torvdjupet. De bedömningar av torvens humifieringsgrad, som gjordes före markbehandlingen, visade att humifieringsgraden inom intensivodlingsytan på Flakmossen oftast minskade med torvdjupet, vilket kan vara en förklaring till att också N-halten minskade med torvdjupet. Medelvärde för N-halten i torven, före markbehandlingen, på 2.2 % av t.s., är i nivå med de medelvärden på 2.09 % N t.s. och 2.39 % N t.s., som Fredriksson m.fl. (1984) redovisat för 174 lövkärrprover resp. 158 starrprover.

Den efter torvbrytningen kvarvarande torven hade ett relativt högt kväveinnehåll. Före markbehandlingen var kvävemängden i de övre 20 cm av torven i medeltal 600 g/m^2 , vilket motsvarar 6 ton kväve per hektar. Enligt Holmen (1969) krävs minst 2-3 ton kväve per hektar i de översta 20 cm av en torvmark för att erhålla en uthållig skogsproduktion där. Mängden kväve per ytenhet var, nitton år efter markbehandlingen, större i de övre 40 cm av torven jämfört med förhållandena före markbehandlingen (Tabell 5). Detta beror på att volymvikten i dessa skikt ökat efter markbehandlingen (se avsnitt 4.1). De moment som ingick i markbehandlingen (dikning, gödsling, fräsning) har, var för sig, i andra underökningar på torvmark visat sig stimulera kväve-mineraliseringen (Kaila m.fl., 1953; Kaunisto & Norlamo, 1976; Feige, 1977; Sepponen m.fl., 1978; Kaunisto, 1982; Rikala & Jozefek, 1990). Till följd av den ökade kväve-mineraliseringen borde växtupptaget och utlakningen av oorganiskt kväve öka. Detta tillsammans med en ökad avgång av N_2O gör att man kan förvänta sig att kvävemängden i hela torvprofilen minskar. Den på grund av dikningen ökade volymvikten för torven, medför dock att kvävemängden per fasta provtagnings-skikt (ex. 0-20 cm) är konstant eller ökar. Således visar de flesta undersökningar på torvmark att kväveförrådet i de ytliga torvskikten vanligtvis ökar efter dikning (ex. Laiho & Laine, 1994; Sundström m.fl., 2000).

Svavelhalten i torven före markbehandlingen (i genomsnitt ca 0.62 % t.s. i de övre 40 cm) motsvarade ca 310 g S per m^2 i detta skikt (Tabell 5). Denna S-halt var i nivå med vad som angetts som medelvärde för 495 prov i kärrtorv (0.66 % S t.s.) härstammande från olika delar av främst södra Sverige (Nilsson & Timm, 1983). Nitton år efter markbehandlingen observerades något lägre S-halter i de övre torvlagren, men en klar ökning med torvdjupet noterades (Tabell 4). En ökande S-halt med ökat torvdjup har observerats i många studier (ex. Brown, 1985; Wieder & Lang, 1988). Den kvarvarande torven efter torvbrytningen på Flakmossen utgjordes huvudsakligen av vasstorv. Vasstorv bildas vanligtvis i miljöer med höga svavelhalter, vilket medför att denna torvtyp ofta har ett högt svavelinnehåll (Kreshtapova, 1993). Enligt Casagrande m.fl., 1980; Brown, 1985; Chapman, 2001) är vanligtvis 90-95 % av S-innehållet i torv organiskt bundet. De resterande 5-10 % utgörs av oorganiskt S företrädesvis bundet, till järnsulfider (främst då pyrit – FeS_2). I torvmarker med höga halter S är dock en större andel bundet i oorganiska föreningar (Fredriksson m.fl., 1984; Novak & Wieder, 1992; Kreshtapova, 1993). Den höga järnhalten i torven på Flakmossen tyder också på att en större andel av totalsvavlet här kan vara bundet till järn.

Det svavel som tillfördes med vedaska och fosformedel på intensivodlingsytan (i medeltal ca 35 g S/m^2) borde ha ökat svavelmängden i det övre ca 40 cm mäktiga frästa torvlagret med drygt 10 %, till ca 350 g per m^2 . Den efter markbehandlingen ökade volymvikten på de ytliga torvlagren, medförde dock att mängden S per ytenhet var högre än före markbehandlingen. Ner till 40 cm djup var mängden S således i medeltal ca 380 g/m^2 efter markbehandlingen.

De totalfosforhalter på 0.03-0.04 % t.s., som observerades i torven, före markbehandlingen var i nivå med vad Fredriksson m.fl. (1984) redovisade som genomsnitt för torv från minst 50 cm djup i 151 torvmarker från Sverige. Dessa halter är

vanligtvis för låga för att erhålla någon nämnvärd biomassaproduktion på torvmark. På torvmarker, där ytlagret ej tagits bort, brukar dock halten P vara betydligt högre i de översta 20 cm av torvlagret jämfört med underliggande torvlager (Holmen, 1964; Damman, 1978; Malcolm & Cuttle, 1983).

Tabell 5. Mängder (gram/m²) av element i olika skikt av torven före markbehandlingen (1983), samt 19 år efter markbehandlingen (2003).

Element	Före markbehandling				19 år efter markbehandling			
	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm
C	15500	14000	10600	8900	16800	14600	9300	9300
N	600	530	410	320	740	650	350	320
S	140	170	120	110	180	200	166	220
P-AL	0.27	0.26	0.17	0.14	1.3	0.62	0.42	0.10
P	8.4	7.4	5.9	5.7	28	17	9.8	9.2
K-AL	0.25	0.18	0.16	0.10	2.4	0.78	0.60	0.14
Utbytb. K	1.4	0.96	0.89	0.70	5.3	1.5	0.71	0.20
K	3.5	3.1	3.2	3.2	12	6.8	8.8	3.7
Utbytb. Ca	81	79	48	46	160	106	59	59
Ca	110	97	55	59	240	180	110	92
Utbytb. Mg	20	18	10	11	16	14	12	14
Mg	22	21	7.4	10	23	21	20	17
Utbytb. Na	2.0	1.9	2.1	1.8	2.1	1.4	1.3	1.3
Na	1.6	1.4	1.5	1.3	3.7	2.7	3.2	1.4
Utbytb. Mn	0.34	0.39	0.40	0.23	2.1	1.1	0.35	0.39
Mn	0.67	0.58	0.74	0.36	10	4.4	2.0	0.80
Fe	260	220	220	140	580	390	240	220
Al	28	87	66	30	122	120	130	91
As	-	-	-	-	0.076	0.042	0.025	0.023
B	0.02	0.03	0.02	0.02	0.61	0.54	0.42	0.46
Ba	-	-	-	-	2.7	1.5	0.52	0.43
Cd	0.012	0.009	0.006	0.005	0.029	0.016	0.016	0.002
Co	-	-	-	-	0.077	0.057	0.038	0.036
Cr	0.19	0.20	0.21	0.19	0.46	0.55	0.27	0.30
Cu	0.20	0.29	0.32	0.13	0.44	0.27	0.36	0.049
Mo	-	-	-	-	0.52	0.39	0.61	0.19
Ni	0.018	0.020	0.016	0.009	0.97	0.27	0.21	0.10
Pb	-	-	-	-	0.49	0.17	0.060	0.014
U	-	-	-	-	0.028	0.057	0.029	0.027
Zn	0.18	0.10	0.09	0.07	2.4	1.5	0.40	0.087

De höga kvoterna av C/P (ca 2000) och N/P (ca 80) i torven före markbehandlingen, visade också att fosforinnehållet var för lågt för växtproduktion. Data från Kaila (1956b) indikerar att C:P-kvoten i olika torvmarker från Finland varierar mellan ca 200 – 3000. I mineraljordar brukar C:P-kvoten vanligen variera mellan 100 och 200 (Russell, 1973). För vitmoss- och kärrtorvjordar brukar N:P-kvoten sällan överstiga 50 (Bedford et al., 1999).

Halten lättlösligt fosfor (P-AL) var också mycket låg och utgjorde endast i genomsnitt 3 % av total-P. Holmen (1964) rapporterade att i genomsnitt 9 % av det totala P-innehållet i en torvmark i östra Uppland utgjordes av lättlösligt P. Andra undersökningar har visat att det är vanligt att andelen växttillgängligt P vanligtvis utgör mindre än 10 % av totalfosformängden, samt att denna andel minskar ju djupare ner man kommer i torven och att näringsrika kärr ofta har lägre andel växttillgängligt P jämfört med näringsfattiga

kärr eller högmossar (Kaila, 1956a,b; Malmer, 1962; Pollett, 1972; Starr & Westman, 1978; Krekula & Persson, 1983; Waughman & Bellamy, 1984; Carlsson & Möller, 1985; Braekke, 1987; Kaunisto & Paavilainen, 1988; Verhoeven m.fl., 1990). Huvuddelen av totalfosformängden i torv är vanligtvis bunden till det organiska materialet och således inte direkt tillgängligt för växterna. I en litteraturgenomgång fann Harrison (1987) att organiskt bundet P utgjorde i medeltal 65 % av det totala fosforinnehållet i torvjordar. Om det direkt växttillgängliga P utgör i genomsnitt ca 10 %, betyder det att en stor andel (i medeltal ca 25 %) av totalfosfor i torven förekommer i andra hårt bundna former (vanligen främst till järn- och aluminiumhydroxider). Den höga järnhalten i torven på Flakmossen indikerar att en stor del av P i torven redan före markbehandlingen var bunden till amorfa järnföreningar (jfr.; Puustjärvi, 1952; Valmari, 1970; Blankenburg, 1983).

Tillförseln av vedaska, råfosfat och superfosfat ökade P-halten kraftigt i de översta torvskikten. De kraftiga minskningar av halten P-AL som, enligt Nilsson (1993) skett i ytskiktet 5-7 år efter markbehandlingen (samtidigt som utlakning av P varit marginell; Nilsson & Lundin, 1996) tyder dock på att en stor del av den tillförda fosformängden successivt bundits till främst järnföreningar i torven (Kaila & Missilä, 1956; Puustjärvi, 1952; Feige, 1977; Waughman, 1980; Blankenburg, 1983). Lopez-Hernandez & Burnham (1974) visade att när blöt torv med hög järnhalt torkas (som vid dikning) ökar adsorptionen av fosfat kraftigt. Även Lumme (1988) redovisade en kraftig minskning av halten lättlösligt P, i en torv/mineraljordsblandning på en avslutad torvtäkt i mellersta Finland, några år efter tillförsel av 10, 50 eller 150 ton torvaska per ha.

Totalmängden fosfor var, före markbehandlingen, i genomsnitt endast 8.4 g/m^2 i de översta 20 cm av torven. Enligt Holmen (1980) varierar mängden totalfosfor i detta skikt vanligen mellan $5\text{-}35 \text{ g/m}^2$ för olika myrtyper. För att erhålla en uthållig skogsproduktion på torvmark bör mängden totalfosfor i detta skikt överstiga $15\text{-}20 \text{ g/m}^2$ (Holmen, 1980). Mängden totalfosfor var 19 år efter tillförseln av vedaska, råfosfat och superfosfat, klart högre i alla provtagna skikt jämfört med förhållandena före markbehandlingen. Mängden lättlöslig fosfor (P-AL) var, 19 år efter markbehandlingen, högre i alla skikt ner till 60 cm djup, jämfört med före markbehandlingen. I det nederst provtagna skiktet (60-80 cm) var dock mängden lättlöslig P något mindre år 2003 jämfört med 1983 (Tabell 5). Ner till 80 cm djup fanns före markbehandlingen i medeltal drygt 27 g P per m^2 . Nitton år efter markbehandlingen fanns i torven ner till 80 cm djup i genomsnitt 64 g P/m^2 och 4.7 g P/m^2 i humuslagret, samt ca 0.5 g P/m^2 i trädbiomassan. Fosforökningen i marken var ca 37 g/m^2 , vilket är betydligt mer än de ca 21 g P/m^2 som tillfördes med vedflygaska, råfosfat och superfosfat. En del (ca 10 g/m^2) av den observerade ökningen av P i marken år 2003 beror på att en större torvmängd provtogs då p.g.a. torvens kompaktering efter dikningen. Flera andra undersökningar har visat att fosformängden i de ytliga torvlagren har ökat efter dikning, p.g.a. torvens kompaktering (Braekke, 1987; Laiho & Laine, 1994; Sundström m.fl., 2000).

Det är också möjligt att P-halten i askan var högre än den redovisade (0.6 % P), beroende på att den aska som analyserades bestod av delprov från en liten mängd av de totalt 320 ton aska som spreds. För att skillnaden på 32 kg/m^2 mellan det totala

fosforförrådet i systemet före och efter skall kunna förklaras krävs att P-halten i vedflygaskan var i medeltal 1.1 %. Enligt askdatabasen ALLASKA (<http://www.askprogrammet.com/allaska/allaska.aspx>) är den genomsnittliga P-halten i vedflygaskor 0.82 % t.s. och kan nå upp till 4 % torrsubstans.

De totalhalter av kalium som observerades i torven före markbehandlingen låg i nivå med de undersökningar av torv på minst 40 resp. 50 cm djup som redovisats för 21 torvmarker i Värmland (där torven huvudsakligen utgjordes av vitmosstorv) och 149 torvmarker i Sverige (Statens energiverk, 1987; Fredriksson m.fl., 1984). Flera andra undersökningar har visat att på de flesta torvmarker minskar kaliumhalten kraftigt under det översta (0-20 cm) torvskiktet (Kaila & Kivekäs, 1956; Assarsson, 1961; Holmen, 1964; Pakarinen & Tolonen, 1977; Damman, 1978; Urvas et al., 1979; Braekke, 1987; Westman, 1981; Eurola & Holappa 1985; Pakarinen 1987; Malmer 1988; Laiho & Laine 1990; Kaunisto 1992). Detta beror på att växterna tar upp det växttillgängliga K, som sedan till stor del cirkulerar mellan det översta torvskiktet och markvegetationen (Westman 1981; Shotyk 1988).

Före markbehandlingen fanns i de översta 20 cm av den kvarvarande torven i genomsnitt 3.5 g K per m². Enligt Holmen (1980) så varierar kaliummängden i olika myrtyper vanligen mellan 5 - 15 g/m² i de översta 20 cm. För att möjliggöra en uthållig skogsproduktion bör mängden kalium i detta torvskikt överstiga 7.5-10 kg/m² (Holmen, 1980). Den totala kaliummängden i den ytliga torven på torvtäktsytan på Flakmossen var således mycket låg. Mängden lättlösligt kalium (K-AL) och utbytbar K utgjorde bara 7 % resp. 40 % av den totala kaliummängden i de översta 20 cm. Andra undersökningar har visat att den utbytbara eller växttillgängliga kaliummängden i torv oftast utgör 40-100 % av den totala kaliummängden (Gore & Allen, 1956; Kaila & Kivekäs, 1956; Malmer 1962b; Holmen, 1964; Sonesson, 1970; Starr & Westman, 1978; Scheffer & Bartels, 1982; Åresund, 1982; Cuttle, 1983; Krekula & Persson, 1983; Braekke, 1987; Kaunisto & Paavilainen, 1988; Sundström m.fl., 2000). Den låga andelen växttillgängligt K på den gamla torvtäktsytan på Flakmossen berodde dels på att den ursprungliga yttorven, med högre kaliuminnehåll och hög andel växttillgängligt K, var borttagen, samt att de kvarvarande torvskikten var relativt gamla, vilket medförde att den ingående humusen till viss del var av mer stabil högmolekylär natur. Denna stabila humusfraktion och det K som är bunden till humusen är enligt Åresund (1982) mer olösliga. Detta stöds också av det faktum att andelen lättlösligt eller utbytbar K av det totala K minskar mot djupet i den kvarvarande torven (Tabell 5).

Mängden av totalkalium och lättlösligt K var 19 år efter markbehandlingen högre i alla provtagna skikt jämfört med förhållandena före markbehandlingen. I det nedersta skiktet (60-80 cm) var skillnaden i mängd dock inte så stor. För utbytbar K var mängderna till och med mindre i de nedersta skikten 19 år efter markbehandlingen (Tabell 5). Av de ca 67 g K som tillfördes med vedflygaskan per m² fanns 19 år senare bara ca 18 g kvar i torven ned till 80 cm djup. Cirka 3 g/m² av de resterande 49 g K per m² har tagits upp av vegetationen och ca 3.6 g/m² finns i det humuslager som byggts upp, men huvuddelen (ca 42 g/m² eller drygt 60 %) har således lakats ut ur torven. Det är möjligt att ännu mer kalium i verkligheten har lakats ut, eftersom den redovisade K-halten i askan (2.9 % t.s.)

är betydligt lägre än medianvärdet på 3.9 % t.s. för K-halten i 51 analyserade vedflygaskor (data hämtat från askdatabasen ALLASKA).

Att kalium som tillförs torvmarker snabbt lakas ut har redovisats i många studier (Burke, 1975; Braekke, 1977; Kenttämies, 1977; Scheffer & Bartels 1982; Ahti 1983; Malcolm & Cuttle 1983a; Lundin & Bergquist 1985; Almqvist 1988; Sundström m.fl., 2000). Den stora mängd Ca-joner som lakats ut de tillförda gödselmedlen (vedflygaska, råfosfat och superfosfat) har bidragit till utlakningen av K-jonerna från torven, genom att Ca-jonerna har trängt bort de flesta K-jonerna från det organiska materialets utbyteskomplex. Även dikning har visat sig reducera mängden kalium i de ytnära torvlagren (Braekke, 1987; Laiho & Laine, 1995; Sundström m.fl., 2000).

4.4 Effekter av markbehandlingen på innehållet av Ca, Mg, Mn och Fe i torven

De kalciumhalter som noterades i torven före markbehandlingen var avsevärt lägre än de värden som presenterades av Fredriksson m.fl. (1984) för 148 myrar i Sverige, men högre än de värden som redovisats i samband med torvmarksinventeringar i Värmland (Statens energiverk, 1987). Huvuddelen av dessa senare torvmarker bestod dock av torvtypen vitmosstorv, som har låg halt Ca.

Före markbehandlingen fanns i medeltal ca 320 g Ca per m² ner till 80 cm djup. Tillförseln av vedaska, råfosfat och superfosfat medförde att ungefär lika mycket Ca (320 g) spreds per m². Mängderna av totalkalcium och utbytbar Ca var fortfarande 19 år efter markbehandlingen kraftigt förhöjda i de ytligt provtagna torvskikten, jämfört med tillståndet före markbehandlingen (Tabell 5). Ner till 80 cm djup fanns, 19 år efter markbehandlingen, i medeltal ca 620 g Ca/m². Räknar man sedan med det Ca som finns i humuslagret (i medeltal 39 g/m²) och det som tagits upp i träden (uppskattningsvis ca 6 g/m² i genomsnitt) finner man att det fanns ca 25 g mer Ca per m² i systemet än vad som borde finnas när man summerar mängden i torven före markbehandlingen och det som tillfördes med aska och fosfatmedel. Dessa 25 g är dock mindre än 4 % av vad som borde finnas i systemet (640 g/m²) och kan mer än väl tillskrivas att de 0-80 cm av torven som provtogs år 2003 utgör (p.g.a. torvens kompaktering efter dikningen) en större torvmängd än de 80 cm som provtogs före markbehandlingen. Kompakteringen av torven kan ha lett till att ca 100 g Ca/m² borde ha tillkommit 0-80 cm-skiktet, d.v.s. att det i själva verket hade lakats ut ca 75 g Ca/m² under de 19 första åren efter markbehandlingen. Andra undersökningar har visat att kalciummängden i torven brukar minska efter dikning (Braekke, 1987; Laiho & Laine, 1995; Sundström m.fl., 2000).

Före markbehandlingen varierade totalhalten Mg relativt kraftigt mellan och inom de olika provtagningsdjupen (Figur 20). De uppmätta halterna var något lägre än de halter som redovisats av Fredriksson m.fl. (1984) och Statens energiverk (1987) för 150 myrar i Sverige resp. 21 torvmarker i Värmland. Den procentuella andelen utbytbar Mg utgjorde i medeltal ca 90 % av totalhalten Mg. Andra undersökningar har visat att utbytbar eller växttillgänglig Mg vanligtvis utgör 60-100 % av det totala Mg i torv

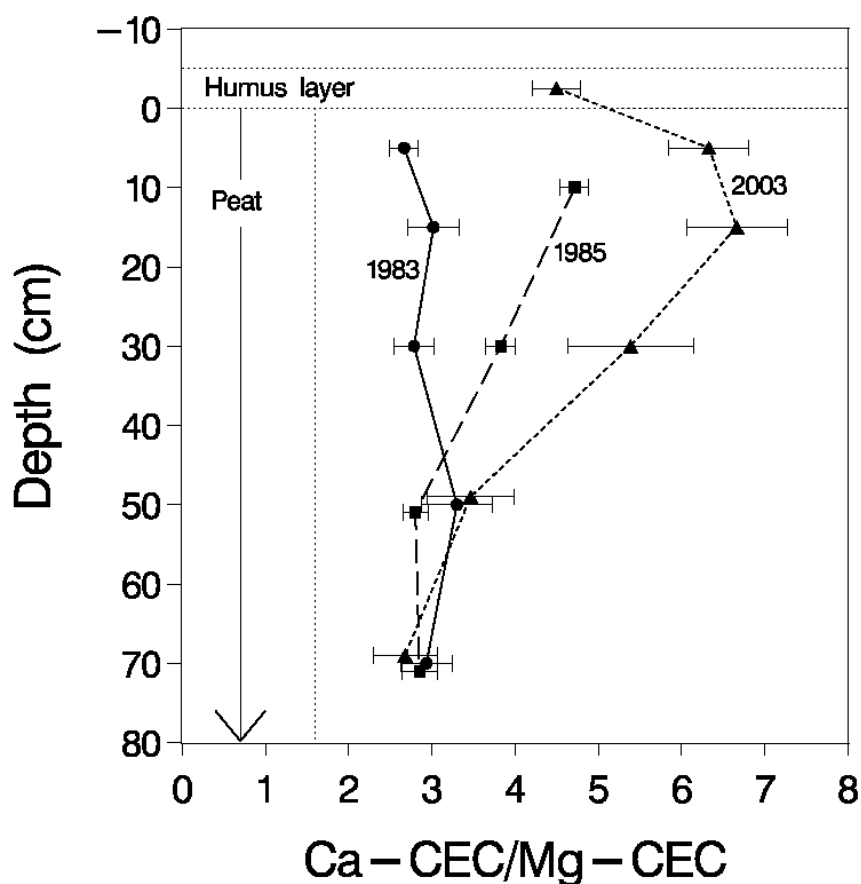
(Gore & Allen, 1956; Malmer, 1962; Starr & Westman, 1978; Braekke, 1987; Porter & Sanchez, 1992).

De första åren efter markbehandlingen ökade magnesiumhalten i de övre 20 cm av torvpacken. Nitton år efter markbehandlingen hade Mg-halten minskat kraftigt i de övre torvlagren och låg i vissa ytliga skikt i medeltal under de halter som fanns i torven före behandlingen. I de undre torvlagren hade dock Mg-halten ökat markant (Figur 20). För utbytbar magnesium noteras en ännu kraftigare minskning i de övre torvlagren (Figur 21).

Före markbehandlingen utgjorde mängden total-Mg i torvskiktet 0-20 cm, i medeltal 22 g/m^2 , vilket låg klart under de mängder på 25 - 150 g Mg/m^2 som Holmen (1980) anger som den vanliga variationen för totalmängden Mg i skiktet 0-20 cm på olika myrtyper. Ner till 80 cm djup fanns i medeltal drygt 60 g magnesium per m^2 .

Nitton år efter markbehandlingen har mängderna av totalmagnesium och utbytbar Mg inte ändrats så mycket, om man ser på de enskilda 20-cm-skikten. För utbytbar Mg kan man dock notera att mängden minskat något i de övre torvskikten, men ökat något i de undre skikten (Tabell 5). Totalt sett, ner till 80 cm djup, fanns 19 år efter markbehandlingen ca 81 g Mg/m^2 . På grund av kompakteringen av torven hade dock ca 20 g Mg/m^2 tillkommit till skiktet 0-80 cm. I humusskiktet fanns ytterligare ca 4.5 g Mg/m^2 och uppskattningsvis ca 1 g Mg/m^2 hade tagits upp av träden. Detta betyder att av de ca 35 g Mg som tillfördes intensivsodlingsytan per m^2 hade, 19 år senare, ca 28 g/m^2 (eller drygt 70 %) lakats ut ur de översta 80 cm av torven. Det finns inte (till vår kännedom) några undersökningar som redovisat värden på magnesiumutlakning efter askgödsling på torvmark. Derome & Pätilä (1990) observerade dock att efter tillförsel av dolomitkalk på torvmark, så lakades Mg snabbare ut ur de övre torvskikten än kalcium. Detta beror på att Mg binds svagare till det organiska utbyteskomplexet jämfört med Ca (Jungk 1964; Illarionovich m.fl. 1976). Laiho & Laine (1995), Laiho m.fl. (1999), Sundström m.fl. (2000) och Westman & Laiho (2003) anger att dikning av torvmarker kan medföra att, på lång sikt, mängden Mg minskar i de översta torvlagren.

Kvoten mellan utbytbar Ca och utbytbar Mg (eller total-Ca / total-Mg på molbasis) brukar ibland användas för att bedöma om torven på olika djup bildats under olika hydrologiska förhållanden. Om Ca:Mg-kvoten i torven överstiger det värde som Ca:Mg-kvoten har i nederbörden på lokalen, anses torven ha bildats under påverkan av minerogent grundvatten och torven är därför oftast relativt näringsrik. Är däremot Ca:Mg-kvoten i torven lägre än motsvarande värde i nederbörden anses torven ha bildats huvudsakligen genom påverkan av nederbördsvattnet och är således relativt näringsfattig (ombrogen torv). Utgående från depositions_mätningar i mellersta Värmland (Nettelbladt, 2007), har vi antagit att Ca:Mg-kvoten i nederbörden på Flakmossen är ca 1.6. Före markbehandlingen låg Ca:Mg-kvoten klart över 2 i hela torvprofilen och har således bildats under påverkan av det minerogena grundvattnet. Markbehandlingen ledde till att Ca:Mg-kvoten, ett år efter behandlingen, hade ökat i de övre torvlagren. Arton år senare hade kvoten ökat ytterligare i de övre torvlagren, men låg på i stort samma nivå i de djupare torvlagren (Figur 29).



Figur 29. Medelvärden, med medelfel, för kvoten utbytbar kalcium/utbytbar magnesium på olika djup i torven före behandlingen (1983), ett år (1985) efter behandlingen, samt i humuslager och torv nitton år (2003) efter behandling. Medelvärden och medelfel för 1985 års värden på 50 och 70 cm djup har flyttats ned en cm, medan motsvarande värden (på 50 och 70 cm djup) för 2003 har flyttats upp en cm, för att lättare kunna skilja värdena åt mellan de olika åren på dessa provtagningsdjup. Den streckade linjen som går vertikalt vid kvoten 1.6 markerar den genomsnittliga Ca/Mg-kvoten i nederbörden i mellersta Värmland.

Figure 29. Mean values and standard error of mean for the ratio of exchangeable calcium / exchangeable magnesium at different depths in the peat before soil treatments (1983), one year (1985) after the treatments, and in humus layer and peat nineteen years (2003) after the treatments. Mean values and standard error of mean for values from the year 1985, at 50 and 70 cm depth, have been moved downwards one cm, and corresponding values from the year 2003, at 50 and 70 cm depth, have been moved upwards one cm to more easily distinguish values from different years at these depths. The dotted line at a value of 1.6 for the Ca/Mg-quota shows the average Ca/Mg-quota in precipitation of this region.

De Mn-halter som noterades i torven före markbehandlingen var låga. Manganhalten i torv kan dock variera kraftigt beroende på det geologiska underlaget, torvmarkstyp (vegetationssammansättning) och provtagningsdjup. Således brukar Mn-halten normalt vara högst i de översta torvskikten och sedan minska med torvdjupet (Damman 1978; Pakarinen m.fl. 1980; Eurola & Holappa 1985; Elomaa 1987; Norton 1987; Pakarinen 1987; Shotyk 1988). Anrikningen av Mn i de övre torvskikten beror delvis på att växterna aktivt tar upp Mn och att det sedan återbördas till det översta torvskiktet via

förnafall (Elomaa 1987; Shotyk m.fl., 1990, 1992). Den ökande vattenhalten i torven mot djupet medför att det blir mer reducerande förhållanden och Mn reduceras då till en mer löslig form och kan lättare lakas ut.

Tillförseln av vedaska medförde att Mn-halten ökade kraftigt i de övre torvlagren, medan halten i de undre torvlagren var opåverkad. Ser man till mängden Mn, noteras dock en ökning även i de undre skikten. Mängden utbytbar Mn ökade inte lika kraftigt efter markbehandlingen som totalmängden Mn (Tabell 5). Med vedflygaskan tillfördes ca 36 g mangan per m² till torven, som innan markbehandlingen innehöll i genomsnitt ca 2.5 g Mn/m² ner till 80 cm djup. Nitton år efter markbehandlingen fanns, per m², i genomsnitt ca 17 g mangan i torven ner till 80 cm djup och i medeltal ca 4 g mangan i humuslagret, samt uppskattningsvis ca 1 g mangan i träden, d.v.s. totalt ca 22 g Mn/m². Ungefär 16.5 g Mn/m² (eller ca 46 % av tillförd mangan) skulle därmed ha lakats ut ur torven under de 19 år som gått efter markbehandlingen. Det skall dock påpekas att den redovisade Mn-halten i askan (1.6 % t.s.) är dubbelt så hög som medianvärdet för 35 vedflygaskor (data från askdatabasen ALLASKA). Att mycket av tillförd mangan relativt snabbt kan lakas ut ur ytliga torvskikt har dock även påvisats av Bramryd (1985), som tre år efter gödsling med 10 ton och 30 ton torv- eller vedaska per hektar på olika torvmarker noterade en kraftig minskning av Mn-halterna i det översta torvskiktet (0-30 cm) på flera av lokalerna.

Jämfört med förhållandena före markbehandlingen var mängden Fe betydligt högre i de ytliga provtagna torvskikten 19 år efter markbehandlingen (Tabell 5). Denna ökning kan inte tillskrivas tillförseln av vedaska, utan beror till största delen på den större volymvikten i de ytliga torvskikten efter dikning och övrig markbehandling. Delvis kan ökningen också bero på att vid höga grundvattennivåer (speciellt höst och vår), så tillförs torven (via grundvattnet) järn i reducerad form (Fe²⁺), som oxideras när grundvattenytan sjunker och den oxiderade formen (Fe³⁺) bildar järnhydroxid som fälls ut i torven.

4.5 Effekter av markbehandlingen på innehållet av spårämnen i torven

Halterna av de flesta spårämnena brukar i ombrogena torvmarker vara högst i de ytnära torvlagren och sedan minska längre ner i torvprofilen (Pakarinen m.fl., 1983; Sapek m.fl., 1984, Kreshtapova, 1993). De spårämnen som analyserades före markbehandlingen (B, Cd, Cu, Ni och Zn) uppvisade inga eller svaga tecken på minskande halter nedåt i torven. Detta berodde på att de översta torvlagren tagits bort i samband med torvproduktionen, samt att depositionen av dessa ämnen (under de 40 år som hade gått sedan täktverksamheten upphört) ännu ej hade hunnit bilda några högre koncentrationer i det ytligaste torvlagret. Främst B, men till viss del även Cd, Ni och Zn är dessutom relativt lättlösligt i organiskt material, som torv, (Veijalainen, 1998; Ukonmaanaho m.fl., 2004). Finns ingen vegetation som tar upp Zn utbildas heller ingen klar koncentrationsgradient av detta ämne i torven.

Före markbehandlingen var borhalten mycket låg i torven (< 1 mg/kg). Enligt Kreshtapova (1993), så brukar vedtorv och starrtorv innehålla ca 3.3-6.2 mg B/kg t.s., medan exempelvis vasstorv oftast har högre halter och vitmosstorv lägre halter. Bor brukar vara mycket lättlösligt i torv och de högsta halterna hittas ofta i torvlagren längst ner i torvprofiler (Fredriksson m.fl., 1984; Kreshtapova, 1993). Vid låga pH-värden ($\text{pH} < 5.0$) kan dock B bilda komplex med järn- och aluminiumoxider, så att det blir svårtillgängligt för växterna. Tyvärr så analyserades inte den vedflygaska som spreds på intensivodlingsytan på B, så vi vet inte hur mycket B som tillfördes torven. Men, B-halten i vedaskor brukar vara relativt hög. Utgående från askdatabasen ALLASKA kan man få fram att utav 76 flygaskor från träddränslen så varierar B-halten mellan 113-740 mg/kg t.s., med ett medelvärde på 328 mg/kg torrsubstans. Om vi antar att B-halten i den vedflygaska som spreds på Flakmossen hade en genomsnittlig B-halt på 300 mg/kg t.s., så spreds ca 0.69 g B/m^2 . Denna mängd borde öka B-halten i de övre torvskikten till ca 15 mg/kg torrsubstans. Nitton år efter markbehandlingen konstaterades att B-halten var i genomsnitt 17 mg/kg t.s. ned till 80 cm djup. Totalt fanns då ca 2.1 kg B/m^2 i humuslagret och torven ned till ca 80 cm djup. Denna mängd tyder på att B-halten i vedflygaskan skulle ha varit mycket hög ($> 870 \text{ mg/kg}$). Det är också möjligt att halterna och mängderna av B i torven före markbehandlingen var högre, eftersom det då gjordes så få analyser på B.

De halter Cd som uppmättes före markbehandlingen ($0.3\text{-}0.4 \text{ mg Cd/kg t.s.}$) var något högre än det medelvärde på $0.23 \text{ mg Cd/kg t.s.}$, som Fredriksson m.fl. (1984) redovisade för 80 torvmarker i Sverige. Före markbehandlingen fanns ca 0.03 g Cd/m^2 ner till 80 cm djup. Vid spridningen av vedflygaska, råfosfat och superfosfat tillfördes ca 0.05 g Cd/m^2 och 19 år efter markbehandlingen fanns totalt ca 0.06 g Cd/m^2 i humuslagret + torven ned till 80 cm djup, samt i trädbiomassan. Detta tyder på att mer än hälften av det Cd som tillfördes har lakats ut ur torven, vilket också bekräftas av jämförelsen mellan Cd-koncentrationerna i torven 1985 och 2003 (Figur 25).

Kopparhalterna i torven, före markbehandlingen, var i genomsnitt ca 9.7 mg/kg t.s. , vilket var något under det medelvärde på ca 12 mg Cu/kg t.s. , som Fredriksson m.fl. (1984) angav för 147 prov från olika myrar i Sverige. Ner till 80 cm djup fanns då ca 0.9 g Cu/m^2 (Tabell 5) och med vedflygaskan tillfördes ca 0.3 g Cu/m^2 . Nitton år efter asktillförseln fanns totalt ca 1.2 gram Cu/m^2 i vedbiomassan, humuslagret och torven ned till 80 cm djup. Detta motsvarar således vad som fanns i torven före markbehandlingen + vad som tillfördes med askan. På grund av torvens kompaktering har dock torvens Cu-förråd ned till 80 cm djup ökat med ca 50 %, vilket betyder att det totala Cu-förrådet borde vara ca 0.45 g Cu/m^2 större. Denna mängd skulle, enligt dessa beräkningar, istället ha lakats ut ur torven. Detta är dock kanske inte så troligt eftersom Cu brukar anses vara ett av de ganska få grundämnena som bildar mycket stabila komplex med organiskt material (Kreshtapova, 1993; Manunza m.fl., 1995; Logan m.fl., 1997; McKay & Porter, 1997). Den kopparhalt som redovisas för den vedflygaska som spreds var 126 mg/kg t.s. , var i stort sett lika med det medianvärde som redovisas för 97 vedflygaskor i askdatabasen ALLASKA.

Halterna av Ni i torven var, före markbehandlingen, mycket låga, i medeltal 0.69 mg/kg t.s., vilket kan jämföras med de ca 5.1 mg/kg t.s., som beräknats från den genomsnittliga Ni-halten på 101.49 mg/kg asksubstans, vilket Fredriksson m.fl. (1984) redovisade för 147 torvmarker i Sverige. I den kvarvarande torven på Flakmossen fanns totalt ca 0.06 g Ni/m² ner till 80 cm djup och med vedflygaskan tillfördes ca 0.06 g Ni/m². Nitton år efter behandlingen fanns det dock enligt analyserna i genomsnitt ca 1.6 g Ni/m² i torven till 80 cm djup (Tabell 5), drygt ca 0.1 g Ni/m² i humuslagret och uppskattningsvis <0.05 g Ni/m² i trädbiomassan. Således mycket mer Ni än vad som tillfördes. Då hade ändå 14 prov med mycket höga Ni-halter inte tagits med i beräkningarna. Dessa prov blev förmodligen förorenade vid malningen av proven. Troligen har fler prov kontaminerats vid malningen, så att dessa prov också har för höga Ni-halter.

Före markbehandlingen låg Zn-halterna i torven under det medelvärde på ca 14 mg/kg t.s., som kan beräknas från de Zn-halter per asksubstans, som Fredriksson m.fl. (1984) redovisade för 146 prov från olika torvmarker i Sverige. I den kvarvarande torven på Flakmossen fanns bara drygt 0.4 g Zn/m² ned till 80 cm djup (Tabell 5). Askspridningen medförde att ca 5 gram Zn tillfördes per m². Detta ledde till en mycket kraftig ökning av Zn-halten i de översta, genom fräsning, omblandade skiktet. Zinkhalterna i humuslagret varierade mellan 110-330 mg/kg t.s., 19 år efter markbehandlingen. Enligt Feige (1977) är det dock först vid halter över 1000 mg/kg, som zink blir toxiskt i torvjordar.

I vedbiomassan, humuslagret och torven ned till 80 cm djup fanns det ca 5.3 g Zn /m². Utgående från vad som fanns i torven före markbehandlingen, vad som tillkommit ned till 80 cm djup på grund av torvens kompaktering och vad som tillfördes med askan finner man att mindre än 10 % av det tillförda Zn har lakats ur torven. Vid pH-värden under 5 anses dock Zn vara relativt lätttrörligt i torv (Livett m.fl., 1979; Kreshtapova, 1993; Espi m.fl., 1997).

Nitton år efter markbehandlingen var den genomsnittliga As-halten i torven på intensivodlingsytan 1.56 mg/kg t.s., vilket var betydligt under det medelvärde på 4.26 mg As/kg t.s., som Fredriksson m.fl. (1984) angav för torvprov tagna på minst 50 cm djup i 81 torvmarker i Sverige. Halterna av Co i torven (i medeltal 1.64 mg/kg t.s.) låg däremot väl i nivå med det medelvärde på ca 1.7 mg Co/kg t.s., som beräknats från det medelvärde på 33.8 ppm av asksubstans, som Fredriksson m.fl. (1984) redovisade för torvprover från minst 50 cm djup i 147 torvmarker i Sverige. Enligt Kreshtapova (1993), så varierar halterna av Co i torv från soligena torvmarker i den europeiska delen av Ryssland mellan 0.3 – 18 mg/kg t.s. och är relativt lätttrörligt.

Halterna av As och Co i den tillförda vedflygaskan var låga (< 10 mg/kg) och halterna av dessa ämnen i de översta 40 cm av torven kan inte ha ökat med mer än högst 0.5 mg/kg t.s. efter asktillförseln. De något högre halterna av As och Co i de ytliga torvlagren tyder dock på att asktillförseln haft en viss påverkan på innehållet av dessa ämnen i torven.

Vid spridningen av vedflygaskan tillfördes ca 4.5 g Ba, 0.12 g Cr, 0.05 g Mo, 0.25 g Pb och 0.16 g U per m². Dessa mängder bör ha ökat halterna av dessa ämnen, i de övre 40

cm av torven, med ca 110 mg Ba, 3 mg Cr, 1 mg Mo, 6 mg Pb resp. 4 mg U per kg torrsubstans. För Ba och Pb kunde man notera betydligt högre halter i de översta 40 cm av torven jämfört med torvskikten 40-80 cm under humuslagret. Jämfört med de tillförda mängderna, verkade dock ca 25 % av det tillförda Ba lakats ur de översta 40 cm av torven. Det verkade dock finnas betydligt mer Pb i de ytliga torvlagren än vad som enligt askanalyserna tillfördes (ca 140 % mer). Denna diskrepans kan bero på att innehållet av Pb i vedflygaskan i genomsnitt var betydligt högre än de 107 mg/kg, som redovisats. ALLASKA-databasen visar att medelvärdet för Pb-halten i 93 vedflygaskor var 167 mg/kg t.s., med en variation mellan 2-1250 mg/kg torrsubstans. Att det var så stor skillnad i Pb-halt mellan de översta omblandade 40 cm av torven och skiktet 40-80 cm var ingen överraskning, eftersom många undersökningar visat att Pb binds mycket starkt till det organiska materialet (Shoty, 1996; Mackenzie m.fl., 1997; Ukonmaanaho m.fl., 2004).

Halterna av Cr och Mo uppvisade inga tydliga trender med torvdjupet. Medelvärdet för Cr- och Mo-halten på de olika provtagningsnivåerna låg kring 15 mg/kg resp. 10 mg/kg torrsubstans. För både Cr och Mo var dessa medelvärden mycket högre än de medelvärden på ca 6 mg Cr resp. 2.8 mg Mo per kg t.s., som Fredriksson m.fl. (1984) redovisade för torv från minst 50 cm djup i 147 torvmarker i Sverige. Enligt Kreshtapova (1993), så varierar halterna av Mo i torv från soligena torvmarker i den europeiska delen av Ryssland mellan 0.1 och 6.7 mg/kg t.s. och binds i dessa torvmarker relativt hårt till det organiska materialet. Om man utgående från dessa värden antar att Cr- och Mo-halterna i torven före markbehandlingen låg kring 5 mg/kg t.s., finner man att asktillförseln (med de angivna Cr- och Mo-halterna på 51 resp 22 mg/kg t.s. i askan) inte kan ha orsakat de Cr- och Mo-halter som konstaterades i torven 19 år efter markbehandlingen. Data från askdatabasen ALLASKA visar att medelvärdet för halterna av Cr och Mo i vedflygaskor var 109 mg Cr resp. 11 mg Mo per kg. Detta visar att de höga Cr- och Mo-halter som konstaterades i torvproverna troligen berodde på att vissa prov blev kontaminerade vid malningen (se nickel ovan). Vid datasammanställningen hade dock redan elva av torvproven exkluderats, för beräkningar på Cr, p.g.a. uppenbart för höga Cr-halter.

Halterna av U i torven var i medeltal 0.87 mg/kg t.s., vilket var betydligt lägre än det medelvärde på ca 3.6 mg/kg t.s., som Fredriksson m.fl. (1984) redovisade i torv från minst 50 cm djup från 146 torvmarker i Sverige. Den uranhalt som redovisas för den vedflygaska (68 mg/kg t.s.) som spreds på Flakmossen borde ha höjt U-halten i de övre 40 cm av torven till nästan 5 mg/kg torrsubstans. Det är dock möjligt att den angivna halten av U i vedflygaskan är för hög. Det finns dock mycket få andra U-analyser av vedaskor att jämföra med. Att uranhalten i torven ökar med torvdjupet tyder dock på att asktillförseln inte påverkat U-halten i någon högre grad. Det är vanligt att uranhalten i torvmarker ökar neråt i torven och att höga uranhalter i torv ofta är kopplat till höga halter av S och Fe i torven (Kreshtapova, 1993).

5 Slutsatser

Tillförsel av vedflygaska till en avslutad torvtäkt, i syfte att skapa ett gott odlingssubstrat för skogsproduktion, leder till omfattande förändringar av yttorvens kemiska sammansättning. Hur stora dessa förändringar blir beror främst på askans kemiska sammansättning, hur stor givan är, om askan bara sprids på markytan eller om den genom exempelvis fräsning eller plöjning blandas in i en större markvolym.

Den kvarvarande torvens ursprungliga kemiska egenskaper spelar också stor roll för hur asktillförseln påverkar torvens kommande beskaffenhet. Behöver den avslutade torvtäktssytan tilläggsdikas och torven innehåller stora mängder oorganiskt bundet svavel, kan dikningen inom några år ha medfört en kraftig pH-minskning i torven, som en normal askgiva (3 ton/ha) bara delvis och kortvarigt kan motverka.

Om torven innehåller mycket järn kan stora delar av den lösliga fosforandelen av totalfosfor i den tillförda askan snabbt bindas upp av järnet, när den lösliga fosfor lakas ut från askan till torven.

Det kalium som finns i vedflygaska är till största delen lösligt och lakas därför snabbt ut till torven. Det organiska materialet i torven binder dock kalium dåligt. Detta betyder att stora delar av det kalium som tillförs via vedflygaska till torvmark inom bara några år har lakats ut från askan och torven. Även magnesium tycks till stor del kunna lakas ut från askan och torven inom några år. Det genom askan tillförda kalcium tycks dock till största delen finnas kvar i torven även efter 19 år.

Ren vedflygaska innehåller relativt höga halter zink. Kadmiuminnehållet brukar vara betydligt lägre, men då Cd är ett icke-essentiellt ämne, som kan skada miljön finns det anledning att se till att askan har låga Cd-halter. Både Cd och Zn lakas ut från askan relativt snabbt och binds inte alls lika hårt till det organiska materialet i torven, som exempelvis bly (Pb). Koppar är ett mikronäringsämne, som kan behövas på torvmarker. I höga halter är dock även koppar skadligt. Koppar binds relativt hårt till det organiska materialet, dock inte lika hårt som bly.

Nitton år efter tillförsel av i medeltal 23 ton vedflygaska per hektar till en avslutad och beskogad torvtäkt i södra Värmland kan följande slutsatser dras angående hur de i askan ingående närings- och spårämnen har omfördelats i den kvarvarande torven:

- Av de makronäringsämnena som tillfördes med vedflygaskan hade drygt 70 % av Mg, drygt 60 % av K, nästan hälften av Mn och drygt 20 % av Ca lakats ut ur torven. Den fosfor som tillfördes med vedflygaska, råfosfat och superfosfat verkar dock finnas kvar i systemet, troligen till stor del bundet till de Fe- och Al-oxider som finns i torven.
- Av spårämnena har uppskattningsvis hälften av Cd, 25 % av Ba och mindre än 10 % av Zn lakats ut. För övriga spårämnena är det svårt att göra en uppskattning

på grund det fåtal analyser, som gjordes på dessa ämnen före markbehandlingen, samt att prover kontaminerats vid malningen. Bly har dock förmodligen inte lakats ut ur torven.

6 Rekommendationer och användning

De flesta torvmarker har, ur produktionssynpunkt, för lågt innehåll av P och K för att upprätthålla en hög biomassaproduktion. Innehållet av vissa andra makronäringsämnen och spårämnen kan också vara lågt i torven på många torvmarker och i synnerhet på avslutade torvtäkter. Vedaska är en restprodukt med en mycket allsidig sammansättning (frånsett kväve) ur växtnäringssynpunkt och tillförsel av vedaska har visat sig kunna ge en kraftigt ökad stamvedsproduktion på olika torvmarkstyper.

I Finland har man sedan flera decennier använt vedaska för att höja trädproduktionen på olika torvmarker, medan man i Sverige enbart har några mindre försök med vedaska på torvmark. Intresset för att i Sverige börja sprida vedaska från ex. trädbränseldade värmeverk på dikad skogsproducerande torvmarker ökar stadigt, men mer information angående exempelvis lämpliga givor, miljöeffekter etc. krävs innan en mer storskalig askspridning på torvmark kan inledas.

Enligt förslaget till nya rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring skall givorna av vedaska till torvmark begränsas till maximalt 3 ton per hektar och omloppstid (Samuelsson m.fl., 2007). För att erhålla en hög uthållig biomassaproduktion på torvmarker krävs dock, i de flesta fall, höga givor av fosfor och kalium. Att upprätthålla en hög tillväxt under hela omloppstiden (60-100 år) vid skogproduktion på torvmark kan dessutom kräva att fosfor och kalium, samt andra makro- eller mikronäringsämnen tillförs mer än en gång under omloppstiden. Om vedaskan antas innehålla 1 % P och 4 % K (= något över medianvärdet för vedflygaskor), innebär en dos på 3 ton/ha att 30 kg P, resp. 120 kg K tillförs per hektar. Denna fosforgiva är, för de flesta torvmarker, för låg för att kunna ge en uthållig trädproduktion under en hel omloppstid. Detta på grund av att mycket av fosfor på vissa torvmarker (mossetyp) lätt lakas ut och på andra torvmarker (kärrtyp) till stor del kan bindas till järn- och aluminiumoxider i torven. Kalium är också ett mycket lätttröligt ämne i torv och stora delar av tillfört K kan lakas ut ur torven inom några få år efter spridningen.

För att få till stånd ett lämpligt växtsubstrat för trädplantor är en omblandning av torv och tillförd aska genom fräsning en utmärkt åtgärd, men också mycket kostsam. Även ogräs och ex. lövsly trivs i detta substrat och kan negativt påverka etablering och tillväxt av de planterade plantorna.

Det är också viktigt att torvens innehåll av olika närings- och spårämnen analyseras innan man väljer lämplig aska för spridning. Eftersom torvmarker ofta har lågt innehåll av K och P är det viktigt att askan har en hög halt av dessa ämnen. Det kan vara aktuellt att tillföra askan ytterligare mängder av K och P. Om torven innehåller mycket järn och/eller aluminium kan detta medföra att merparten av tillförd P i askan snabbt immobiliseras. Innehåller torven även mycket svavel kan detta svavel motverka och t.o.m. på sikt helt ta bort den basverkande effekt som vedaskor har.

7 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Undersökningen visade på förvånansvärt stor utlakning av magnesium. Det finns indikationer, från andra undersökningar på torvmark att mycket av tillförd magnesium kan lakas ut, dock inte i så stora proportioner som i föreliggande undersökning. Det behövs därför mer ingående studier i hur torvslag, asktyp (exempelvis proportionen Ca/Mg), kompletterande tillförsel av andra gödselmedel (ex. N, P, K), markbehandling (dikning, plöjning/fräsning), etc. påverkar utlakningen av magnesium.

Även mangan lakades ut i förhållandevis stor mängd. Liknande studier som angivits ovan för magnesium kan vara av intresse.

Att mycket kalium skulle lakas ut från torvmarken var dock ingen överraskning. Kalium är dock vanligtvis ett bristämne för skogsproduktion på torvmark och för att undvika flera upprepade spridningar av vedaska eller annat kaliumrikt gödselmedel under en omloppstid, bör det vara av intresse att studera hur olika faktorer (ex. asktyp, askbehandling, askdos, torvslag, markbehandling) påverkar utlakningen av kalium från torvmark.

Föreliggande studie visade att tillförd fosfor troligen inte har lakats ut ur torven. Men mycket av den tillförda fosfor har bundits till järn- och aluminiumoxider i torven och på så sätt blivit otillgänglig för växterna. På andra mer näringsfattiga torvmarker lakas normalt fosfor snabbt ut ur torven. Askor där fosfor lakas ut långsamt kan vara lämpliga att använda på torvmarker. Fler studier kan därför behövas av i vilken form fosfor föreligger i olika askor.

Av spårämnena så gav föreliggande undersökning indikationer på att hälften av tillförd koppar skulle ha lakats ut. Koppar brukar normalt bindas starkt till organiskt material och således inte lakas ut från torv. Eftersom större delen av Cu komplexbinds till det organiska materialet är det dock möjligt att det på grund av den stora askgivan uppstått förhållanden i torven som gynnat utlakning av dessa komplex. Här finns således ett potentiellt forskningsområde att undersöka närmare.

8 Litteraturreferenser

Ahti, E. 1983. Fertilizer-induced leaching of phosphorus and potassium from peatlands drained for forestry. *Comm. Inst. For. Fenniae* 111:1-20.

Almqvist, C. 1988. Kemiska egenskaper i bäckvatten efter en praktisk torvmarksgödsling i södra Sverige. Institutet för skogsförbättring, rapport nr 6. 10 s.

Aro, L.J., Kaunisto, S.J.J. 1998. Nutrition and development of 7-17-year-old Scots pine and silver birch plantations on cutaway peatlands. *Proc. of the 1998 Intern. Peat Symp. Peatland Restoration & Reclamation, Duluth, Minnesota, USA, 14-18 July 1998*. Pp: 109-114.

Assarsson, G. 1961. Södra Sveriges torvtillgångar. II. Kemiska analyser. Sveriges Geologiska Undersökningar. Ser. C no. 578. 25 s.

Bedford, B.L., Walbridge, M.R., Aldous, A. 1999. Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate North American wetlands. *Ecology* 80: 2151-2169.

Blankenburg, J. 1983. Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphorausstrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 78. 106 p.

Braekke, F.H. 1977. Utvasking av næringsstoff ved gjødsling av torvmark. *Nordforsk Publikation 1977-:2*. s. 281-283.

Braekke, F.H. 1987. Nutrient relationships in forest stands: effects of drainage and fertilization on surface peat layers. *For. Ecol. Manage.* 21(3-4): 269-284.

Bramryd, T. 1985. Torv- och vedaska som gödselmedel - effekter på produktion, näringsbalans och tungmetallupptag. *Statens naturvårdsverk PM 1997*. 83 s.

Bramryd, T., Fransman, B. 1985. Utvärdering av äldre gödslings- och kalkningsförsök med torv- och vedaska i Finland och Sverige. *Statens naturvårdsverk PM 1991*. 60 s.

Brown, I.C. 1943. A rapid method of determining exchangeable hydrogen and total exchangeable bases of soils. *Soil Science* 56: 353-357.

Brown, K.A. 1985. Sulphur distribution and metabolism in waterlogged peat. *Soil Biology & Biochemistry* 17: 39-45.

Bunzl, K., Schmidt, W., Sansoni, B. 1976. Kinetics of ion exchange in soil organic matter. IV. Adsorption and desorption of Pb^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , and Ca^{2+} by peat. *Journal of Soil Science* 27: 32-41.

Burke, W. 1975. Fertiliser and other chemical losses in drainage water from blanket bog. *Irish J. Agric. Res.* 14:163-178.

Burke, W. 1978. Long-term effects of drainage and land use on some physical properties of blanket peat. *Irish Journal of Agricultural Research* 17: 315-322.

Carlsson, T., Möller, G. 1985. Effekter av svårlösliga fosforgödselmedel på torvmark. Årsbok 1985, föreningen skogsträdsförädling, institutet för skogsförbättring. sid.: 81-109.

Casagrande, D., Gronli, K., Sutton, N. 1980. The distribution of sulphur and organic matter in various fractions of peat: origins of sulphur in coal. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 44: 25-32.

- Chapman, S.J. 2001. Sulphur forms in open and afforested areas of two Scottish peatlands. *Water, Air, and Soil Pollution* 128: 23-39.
- Coultas, C.L., Calhoun, F.G. 1976. Properties of some tidal marsh soils of Florida. *Soil Science Society of America Journal* 40: 72-76.
- Courchesne, F., Savoie, S., Dufresne, A. 1995. Effects of air-drying on the measurement of soil pH in acidic forest soils of Quebec, Canada. *Soil Sci.* 160(1): 56-68.
- Croft, M., Rochefort, L., Beauchamp, C.J. 2001. Vacuum-extraction of peatlands disturbs bacterial population and microbial biomass carbon. *Applied Soil Ecology* 18:1-12.
- Cuttle, S.P. 1983. Chemical properties of upland peats influencing the retention of phosphate and potassium ions. *Journal of Soil Science* 34: 75-82.
- Damman, A.W.H. 1978. Distribution and movements of elements in ombrotrophic peat bogs. *Oikos* 30:480-495.
- Danfors, B., Stambeck, A., Åsberg, G. 1985. Spridning och djupmyllning av kalk vid anläggning av energiskog. Slutrapport över projekt 1960 301 kalkmyllning JTI. Uppdrag av Statens energiverk. JTI-rapport 65. Jordbrukstekniska institutet, Uppsala. 38 s.
- Derome, J., Pätilä, A. 1990. Alleviation of forest soil acidification through liming. In: Kauppi, P., Anttila, P., Kenttämies, K. (Eds.): *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. pp: 1093-1115.
- Dooley, M.C. Dickinson, C.H. 1970. The microbiology of cutaway peat. II. The ecology of fungi in certain habitats. *Plant and Soil* 32: 454-467.
- Elomaa, P.-L. 1987. Vertical distribution of copper and manganese in the peat below vegetation types showing mire-centre and mire-margin effects. *Proc. Symposium '87, Wetlands/Peatlands*. Edmonton, Alberta, Canada, Aug. 23-27, 1987. pp: 107-113.
- Eriksson, J. 1992. Karakterisering av vedaska. Vattenfall, FUD-Rapport U(B) 1992/48. 38 sid.
- Espi, E., Boutron, C.F., Hong, S., Pourchet, M., Ferrari, C., Shotyk, W., Charlet, L. 1997. Changing concentrations of Cu, Zn, Cd and Pb in a high altitude peat bog from Bolivia during the past three centuries. *Water, Air and Soil Pollution* 100: 289-296.
- Eurola, S., Holappa, K. 1985. The Finnish mire type system. *Aquilo Ser. Bot.* 21: 101-110.
- Feige, W. 1977. Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen in organischer Boden. *Geologisches Jahrbuch Reihe F* 4: 175-201.
- Ferm, A., Hytönen, J. 1988. Effect of soil amelioration and fertilization on the growth of birch and willow on cut-over peat. *Proc. 8th Intern. Peat Congress, Leningrad. Vol. 3:* 268-279.
- Fredriksson, D., Ek, J., Tammela, P.-T. 1984. Svavel, kväve och spårmetaller i svenska torvmarker. Underlagsrapport till projektet Torv-Hälsa-Miljö (THM). Jordartssektionen, Sveriges geologiska undersökning. 95 s.
- Friedland, A.J. 1990. Heavy metal movement in soils and ecosystems. I: Shaw, J. (Ed.): *Evolutionary aspects of heavy metal tolerance in plants*. CRC Press, Boca Raton, pp: 7-17.
- Gardiner, J.J. 1975. The influence of fertilisers upon microbial activity in peat. II. Calcium and nitrogen. *Irish Forestry* 32: 101-114.

- Gore, A.J.P., Allen, S.E. 1956. Measurement of exchangeable and total cation content for H^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{++} , Ca^{++} and iron, in high level blanket peat. *Oikos* 7(1): 48-55.
- Harrison, A.F. 1987. Soil organic phosphorus. A review of world literature. C.A.B International, Wallingford. 257 pp.
- Heikurainen, L. 1973. Skogsdikning. P.A. Nordstedt & Söners förlag. Stockholm. 444 sid.
- Holmen, H. 1964. Forest ecological studies on drained peat land in the province of Uppland, Sweden. Parts I-III. *Studia Forestalia Suecica* 16. 236 pp.
- Holmen, H. 1969. Skogsproduktion på torvmark. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 108: 216-235.
- Holmen, H. 1980. Produktionsförutsättningar, klassificering och arealtillgång. I: Holmen et al.: Skogsproduktion på våtmark. Forskningsstiftelsen Skogsarbeten Redogörelse nr 3 1980: 12-25.
- Huikari, O. 1953. Tutkimuksia ojituksen ja tuhkalannoituksen vaikutuksesta eräiden soiden pieneliöstöön. Summary: Studies on the effect of drainage and ash fertilization upon the microbes of some swamps. *Comm. Inst. For. Fenn.* 42.2. 16 pp.
- Hytönen, J. 1995. Effect of fertilizer treatment on the biomass production and nutrient uptake of short-rotation willow on cut-away peatlands. *Silva Fennica* 29: 21-40.
- Hytönen, J., Kaunisto, S. 1999. Effect of fertilization on the biomass production of coppiced mixed birch and willow stands on a cut-away peatland. *Biomass and Bioenergy* 17: 455-469.
- Hånell, B. 2004. Arealer för skogsgödsling med träaska och torvaska på organogena jordar i Sverige. Preliminär version, Värmeforsk maj 2004. 25 sidor + bilagor.
- Illarionovich, B.P., Alexandrovna, G.K., Romanovna, C.L. 1976. Role of peat in decontamination of environment. *Proc. 5th Int. Peat Congress. Poznan, Poland. Sept. 21-25, 1976. Vol 1: 328-348.*
- Jungk, A. 1964. Über die selektive Kationensorption von Torf. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde* 104(3): 206-216.
- Kaila, A. 1956a. Phosphorus in various depths of some virgin peat lands. *J. Sci. Agric. Soc. Finland* 28:2 pp:90-104.
- Kaila, A. 1956b. Phosphorus in virgin peat soils. *J. Sci. Agric. Soc. Finland* 28:142-167.
- Kaila, A., Kivekäs, J. 1956. Distribution of extractable calcium, magnesium, potassium and sodium in various depths of some virgin peat soils. *J. Sci. Agric. Soc. Finland* 28:237-246.
- Kaila, A., Missilä, H. 1956. Accumulation of fertilizer phosphorus in peat soils. *J. Sci. Agric. Soc. Finland* 28(3): 168-178.
- Kaila, A., Soini, S., Kivinen, E. 1953. Influence of lime and fertilizers upon the mineralization of peat nitrogen in incubation experiments. *J. Sci. Agric. Soc. Finland* 26(2): 79-95.
- Karsisto, M. 1979. Effect of forest improvement measures on activity of organic matter decomposing micro-organisms in forested peatlands. II. Effect of ash fertilization. *Suo* 30: 81-91.
- Kaunisto, S. 1982. Development of pine plantations on drained bogs as affected by some peat properties, fertilization, soil preparation and liming. *Commun. Instituti Forestalis Fenniae* 109. 56 pp.

- Kaunisto, S. 1992. Effect of potassium fertilization on the growth and nutrition of Scots pine. *Suo* 43(2): 45-62.
- Kaunisto, S., Norlamo, M. 1976. On nitrogen mobilization in peat. I. Effect of liming and rotavation in different incubation temperatures. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 88(2): 1-27.
- Kaunisto, S., Paavilainen, E. 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. *Commun. Instituti Forestalis Fenniae* 145: 1-39.
- Kenttämies, K. 1977. Utlakningen av fosfor och kalium från dikade och gödslade torvmarker. *Nordforsk Publikation* 1977:2 s.271-280.
- Krekula, H., Persson, O. 1983. Gödsling av odikade torvmarker i Västerbotten - en inventering. Examensarbete i ämnena skogsskötsel och skoglig marklära 1983-1. Sveriges lantbruksuniversitet. 49 s. + bilagor.
- Kreshtapova, V.N. 1993. Trace elements in peat soils and peat landscapes of the European Russia. *Rosset'khozizdat, Moscow*. 148 pp.
- Kungliga Lantbruksstyrelsen 1965. Kungl. Lantbruksstyrelsens Kungörelser m.m. No. 1. 20 s.
- Laiho, R., Finér, L. 1996. Changes in root biomass after water-level drawdown on pine mires in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 251-260.
- Laiho, R., Laine, J. 1990. Post-drainage nutrient stores in peat. I: Hånell, B. (Ed.): Biomass production and element fluxes in forested peatland ecosystems. Department of Forest Site research, Swedish University of Agricultural Sciences. pp: 81-91.
- Laiho, R., Laine, J. 1994. Nitrogen and phosphorus stores in peatlands drained for forestry in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 251-260.
- Laiho, R., Laine, J. 1995. Changes in mineral element concentrations in peat soils drained for forestry in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10: 218-224.
- Laiho, R., Sallantausta, T., Laine, J. 1999. The effect of forestry drainage on vertical distribution of major plant nutrients in peat soils. *Plant and Soil* 207(2): 169-181.
- Livett, E.A., Lee, J.A., Tallis, J.H. 1979. Lead, zinc and copper analyses of British blanket peats. *Journal of Ecology* 67: 865-891.
- Logan, E.M., Pulford, I.D., Cook, G.T., MacKenzie, A.B. 1997. Complexation of Cu^{2+} and Pb^{2+} by peat and humic acid. *European Journal of Soil Science* 48: 985-996.
- Lopez-Hernandez, D., Burnham, C.P. 1974. Phosphate adsorption by organic soils in Britain. In: *Transactions 10th International Congress in Soil Science, Moscow*. Vol. 2: 73-79.
- Lukkala, O.J. 1929. Über den Aziditätsgrad der Moore und die Wirkung der Entwässerung auf denselben. *Commun. Inst. Quaest. For. Finl.* 13: 1-24.
- Lumme, I. 1988. Early effects of peat ash on growth and mineral nutrition of the silver birch (*Betula pendula*) on a mined peatland. *Silva Fennica* 22(2): 99-112.
- Lundin, L., Bergquist, B. 1985. Peatland fertilization. Short-term chemical effects on runoff water. *Studia Forestalia Suecica* 171. 18 pp.

- Lundin, L., Bergquist, B. 1990. Effects on water chemistry after drainage of a bog for forestry. *Hydrobiologia* 196: 167-181.
- MacKenzie, A.B., Farmer, J.G., Sugden, C.L. 1997. Isotopic evidence of the relative retention and mobility of lead and radiocaesium in Scottish ombrotrophic peats. *Science of the Total Environment* 203: 115-127.
- Magnusson, N.H., Sandegren, R. 1933. Karlstad. Kombinerad jord- och bergartskarta. Sveriges geologiska undersökning, Serie Aa nr 174.
- Magnusson, T. 1982. Skogs- och myrdikningens inverkan på försurningen av ytvatten - en litteraturstudie. SNV PM 1626.
- Magnusson, T., Hånell, B. 2000. Aska för beskogning av torvtäcker. Påverkan på växtnäringförhållanden, tungmetallhalter och vattenkvalitet. *Energimyndigheten ER 18:2000*. 48 sid.
- Malcolm, D.C., Cuttle, S.P. 1983. The application of fertilizers to drained peat. 2. Uptake by vegetation and residual distribution in peat. *Forestry* 56(2): 175-183.
- Malmer, N. 1962. Studies on mire vegetation in the Archaean area of southwestern Götaland (south Sweden). II. Distribution and seasonal variation in elementary constituents on some mire sites. *Opera Botanica* 7(2): 1-67.
- Malmer, N. 1988. Patterns in the growth and the accumulation of inorganic constituents in the Sphagnum cover on ombrotrophic bogs in Scandinavia. *Oikos* 53(1): 105-120.
- Malmström, C. 1952. Svenska gödslingsförsök för belysande av de näringsekologiska villkoren för skogsväxt på torvmark. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 40(17): 1-27.
- Mannerkoski, H. 1982. Effect of tree roots on the bulk density of peat. I: Peat, its Properties and Perspectives of Utilization. Proceedings of the International Symposium of the International Peat Society Commissions IV and II, Minsk 1982. pp: 182-188.
- Manunza, B., Deiana, S., Maddau, V., Gessa, C., Seeber, R. 1995. Stability constants of metal-humate complexes, titration data analysed by bimodal Gaussian distribution. *Soil Science Society of America Journal* 59: 1570-1574.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J. 1995. Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant and Soil* 168-169: 571-577.
- McKay, G., Porter, J.F. 1997. Equilibrium parameters for the sorption of copper, cadmium and zinc ions onto peat. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 69: 309-320.
- Minkinen, K., Laine, J. 1998. Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 178-186.
- Moilanen, M., Silfverberg, K., Hökkä, H., Issakainen, J. 2005. Wood ash as a fertilizer on drained mires – growth and foliar nutrients of Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2734-2742.
- Moore, T.R., Knowles, T. 1989. The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. *Canadian Journal of Soil Science* 69: 33-38.
- Muse, J.K., Mitchell, C.C. 1995. Paper mill boiler ash and lime by-products as soil liming materials. *Agron. J.* 87: 432-438.

- Nettelbladt, A. (Red.) 2007. Övervakning av luftföroreningar i Värmlands län. Resultat till och med september 2006. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B1724. 18 sid.
- Nilsson, J., Timm, B. 1983. Miljöeffekter av ved- och torvförbränning. SNV PM 1708. 232 s.
- Nilsson, T. 1993. Produktionen av olika trädslag, samt effekter på mark och vatten vid skogsodling på en askgödslad torvtäkt, Flakmossen, södra Värmland. Slutrapport NUTEK. 149 sid. + bilaga.
- Nilsson, T. 2001. Wood ash application - effects on elemental turnover in a cutover peatland and uptake in vegetation. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria 208.
- Nilsson, T., Lundin, L. 1996. Effects of drainage and wood ash fertilization on water chemistry at a cutover peatland. Hydrobiologia 335: 3-18.
- Nilsson, T., Lundin, L. 2006. Kol- och kväveförråd i mark och vegetation vid beskogning av en avslutad torvtäkt. TorvForsk, Projektrapport nr 3. 48 sid.
- Norton, S.A. 1987. The stratigraphic record of atmospheric loading of metals at the ombrotrophic Big Heath bog, Mt. Desert Island, Maine, U.S.A. In: Hutchinson, T.C. & Meema, K.M. (Eds.). Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. NATO ASI Series, vol. G16: 561-576.
- Novák, M., Wieder, R.K. 1992. Inorganic and organic sulfur profiles in nine *Sphagnum* peat bogs in the United States and Czechoslovakia. Water, Air and Soil Pollution 65: 353-369.
- Pakarinen, P. 1987. Chemical studies of *Sphagnum* bogs from the maritimes to the interior of Canada. Proc. Symposium '87. Wetlands/Peatlands. Edmonton, Alberta, Canada, Aug. 23-27, 1987. pp: 95-99.
- Pakarinen, P., Tolonen, K. 1977. Pääravinteiden sekä sinkin ja lyijyn vertikaalijakautumista rahkaturpeessa. Summary: Vertical distributions of N, P, K, Zn and Pb in *Sphagnum* peat. Suo 28(4-5): 95-102.
- Pakarinen, P., Tolonen, K., Soveri, J. 1980. Distribution of trace metals and sulfur in the surface peat of Finnish raised bogs. Proc. 6th Intern. Peat Congress. Duluth, Minnesota, U.S.A. 17-23 August 1980. pp: 645-648.
- Pakarinen, P., Tolonen, K., Heikkinen, S., Nurmi, A. 1983. Accumulation of metals in Finnish raised bogs. In: Hallberg, R. (Ed.): Environmental Biogeochemistry. Ecological Bulletins 35: 377-382.
- Pearsall, W.H. 1952. The pH of natural soils and its ecological significance. Journal of Soil Science 3: 41-51.
- Piirainen, S., Domisch, T. 2004. Leaching of nutrients and heavy metals from drained peatlands after wood ash fertilisation. In: Päivänen, J. (Ed.): Wise Use of Peatlands, 12th International Peat Congress, Tampere, Finland, 6-11 June 2004. Vol. 1: 491-499.
- Pollett, F.C. 1972. Nutrient content of peat soils in Newfoundland. In: Proc. 4th International Peat Congress, Otaniemi, 25-30 June 1972, Vol. 3: 461-468.
- Porter, P.S., Sanchez, C.A. 1992. The effect of soil properties on phosphorus sorption by Everglades Histosols. Soil Science 154(5): 387-398.
- Post, L. von, 1922. Sveriges geologiska undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. Svenska mosskulturföreningens tidskrift 36: 1-17.
- Puustjärvi, V. 1952. The precipitation of iron in peat soils. Acta Agralia Fennica 78: 1-72.

- Rikala, R., Jozefek, H.J. 1990. Effect of dolomite lime and wood ash on peat substrate and development of tree seedlings. *Silva Fennica* 24(4): 323-334.
- Rost, C.O., Fieger, E.A. 1923. Effect of drying and storage upon the hydrogen-ion concentration of soil samples. *Soil Science* 16: 121-126.
- Saarinen, J. 1989. Effect of drying temperature on the extractable macro- and micronutrients and pH of different peat types. *Suo* 40: 149-153.
- Sallantausta, T. 1992. Leaching in the material balance of peatlands - preliminary results. *Suo* 43(4-5): 253-258.
- Samuelsson, H. 2001. Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. Skogsstyrelsen, Meddelanden 2-2001. 16 sid.
- Sapek, B., Churski, T., Sapek, A. 1984. Distribution and translocation of mineral elements in peat profiles of the Wizna bog. *Proceedings 7th International Peat Congress, Dublin, Ireland. Vol. IV*: 381-395.
- SCB och Energimyndigheten. 2007. Torv 2006. Produktion, användning, miljöeffekter. Statistiska centralbyrån, Sveriges officiella statistik, Statistiska meddelanden, MI 25 SM 0701. 36 sid.
- Scheffer, B., Bartels, R. 1982. K-Düngung auf Hochmoor bei mehrschnittiger Wiesennutzung. 2. Einfluss auf den K-Gehalt im Boden und den K-Austrag über Dräne. *Kali-Briefe (Büntehof)* 16(2): 91-104.
- Schothorst, C.J. 1977. Subsidence of low moor peat soils in the Western Netherlands. *Geoderma* 17: 265-291.
- Schothorst, C.J. 1982. Drainage and behaviour of peat soils. In: *Proc. Symp. on Peatlands below Sea Level. ILRI Publ.* 30: 130-163.
- Sepponen, P., Haapala, H., Hiltunen, R., Häggman, J. 1978. The nutrient ecology of certain mires in the parish of Ylikiiiminki. *Aquilo Ser. Bot.* 16: 1-15.
- Shotyk, W. 1988. Review of the inorganic geochemistry of peats and peatland waters. *Earth-Sci. Rev.* 25: 95-176.
- Shotyk, W., Nesbitt, H.W., Fyfe, W.S. 1990. The behaviour of major and trace elements in complete vertical peat profiles from three *Sphagnum* bogs. *Int. Journ. of Coal Geology* 15: 163-190.
- Shotyk, W., Nesbitt, H.W., Fyfe, W.S. 1992. Natural and anthropogenic enrichments of trace metals in peat profiles. *Int. Journ. of Coal Geology* 20: 49-84.
- Shotyk, W. 1996. Natural and anthropogenic enrichments of As, Cu, Pb, Sb and Zn in rainwater-dominated versus groundwater-dominated peat bog profiles, Jura Mountains, Switzerland. *Water, Air and Soil Pollution* 90:375-405.
- Sikström, U., Ernfors, M., Jacobson, S., Klemetsson, L., Nilsson, M., Ring, E. 2006. Tillförsel av aska på dikad torvmark i södra Sverige – effekter på skogsproduktion, avgång av växthusgaser och vattenkemi. Värmeforsk Rapport 974. 39 sidor + bilagor.
- Silfverberg, K. 1996. Nutrient status and development of tree stands and vegetation on ash-fertilized drained peatlands in Finland. Academic dissertation. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 588. 27 p.
- Silvola, J., Välijoki, J., Aaltonen, H. 1985. Effect of draining and fertilization on soil respiration at three ameliorated peatland sites. *Acta Forestalia Fennica* 191. 32 pp.

- Silvola, J., Alm, J., Ahlholm, U., Nykänen, H., Martikainen, P.J. 1996. Carbon dioxide fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *Journal of Ecology* 84: 219-228.
- Sjörs, H. 1961. Some chemical properties of the humus layer in Swedish natural soils. Kungl. Skogshögskolans Skrifter Nr 37. 51 s.
- Starr, M., Westman, C.J. 1978. Easily extractable nutrients in the surface peat layer of virgin sedge-pine swamps. *Silva Fennica* 12 (2):65-78.
- Statens energiverk. 1987. Torvmarksinventering. Statens energiverk 1986:13. Stockholm. 78 s.
- Sundström, E., Magnusson, T., Hånell, B. 2000. Nutrient conditions in drained peatlands along a north-south climatic gradient in Sweden. *Forest Ecology and Management* 126: 149-161.
- Ukonmaanaho, L., Nieminen, T.M., Rausch, N., Shotyk, W. 2004. Heavy metal and arsenic profiles in omrogenous peat cores from four differently loaded areas in Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 158: 277-294.
- Urvas, L., Sillanpää, M., Erviö, R. 1979. The chemical properties of major peat types in Finland. *Proc. Intern. Symposium on Classification of Peat and Peatlands, Hyytiälä, Finland, September 17-21, 1979.* pp: 184-189.
- Vahtera, E. 1955. Metsänkasvatusta varten ojitettujen soitten ravinnepitoisuuksista. Referat: Über die Nährstoffgehalte der für Walderziehung entwässerten Moore. *Commun. Instituti Forestalis Fenniae* 45(4): 1-108.
- Valmari, A. 1970. On the relationship between iron and available phosphorus in peat soil. *Aquilo Ser. Bot.* 10: 1-7.
- Vejjalainen, H. 1998. The applicability of peat and needle analysis in heavy metal deposition in surveys. *Water, Air and Soil Pollution* 107: 376-391.
- Verhoeven, J.T.A., Maltby, E., Schmotz, M.B. 1990. Nitrogen and phosphorus mineralization in fens and bogs. *Journal of Ecology* 78: 713-726.
- Vile, M.A., Wieder, R.K., Novak, M. 1999. Mobility of Pb in Sphagnum-derived peat. *Biogeochemistry* 35: 35-52.
- Von Arnold, K., Nilsson, M., Hånell, B., Weslien, P., Klemetsson, L. 2005. Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1059-1071.
- Waughman, G.J. 1980. Chemical aspects of the ecology of some South German peatlands. *Journal of Ecology* 68: 1025-1046.
- Westman, C.J. 1981. Fertility of surface peat in relation to the site type and potential growth. *Acta For. Fennica* 172.
- Westman, C.J., Laiho, R. 2003. Nutrient dynamics of drained peatland forests. *Biogeochemistry* 63: 269-298.
- Wieder, R.K., Lang, G.E. 1988. Cycling of inorganic and organic sulfur in peat from Big Run Bog, West Virginia. *Biogeochemistry* 5: 221-242.
- Åresund, L. 1982. Methods of extraction of soil organic matter from four Swedish soils and determination of free exchangeable and complexed forms of K, Mg, Ca, Fe, Al and Si in the extracts. Akademisk avhandling, Inst. för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet.

Ødelien, M., Selmer-Olsen, A.R., Haddeland, I. 1975. Investigation of some red-ox processes in peat and their influence on run-off water. *Acta Agric. Scandinavica* 25: 161-166.

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35