



Biblioteket!

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET
Institutionen för markvetenskap
Forskningsavd. för hydroteknik
730 07 UPPSALA, S

Gruvavfall som växtsubstrat - effekter av organiskt material

Lovisa Stjernman



Exämensarbete
Handledare: Stig Ledin

Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics

Avdelningsmeddelande 00:1
Communications

Uppsala 2000

ISSN 0282-6569

ISRN SLU-HY-AVDM--00/1--SE



Gruvavfall som växtsubstrat

- effekter av organiskt material

Lovisa Stjernman



5

Examensarbete
Handledare: Stig Ledin

Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics

Avdelningsmeddelande 00:1
Communications

Uppsala 2000

ISSN 0282-6569

ISRN SLU-HY-AVDM--00/1--SE

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	5
ABSTRACT	6
1. INLEDNING	7
2. BAKGRUND	8
2.1. Beskrivning av gruvområdet	8
2.1.1. Geografiskt läge, klimat och geologi	8
2.1.2. Vegetation	8
2.1.3. Gruvverksamhet	8
2.1.4. Avfallssanden	9
2.2. Tidigare försök till växtetablering i Aitik	10
2.3. Processer i gruvavfall	12
3. LITTERATURÖVERSIKT - ÅTERSTÄLLANDE AV STÖRDA MARKER	13
3.1. Allmänt om återställande av störda marker	13
3.2. Tillsats av organiskt material	13
3.2.1. Avloppsslam	14
3.2.2. Torv	15
3.2.3. Fiberslam	15
3.3. Växtetablering	16
4. MATERIAL OCH METODER	18
4.1. Egenskaper hos Aitiks avfallssand	18
4.1.1. Kornstorleksfördelning och pH	18
4.1.2. Markfysikaliska analyser	19
4.2. Inblandning av organiskt material	20
4.2.1. Ursprungsmaterial för blandningarna	20
4.2.2. Blandningar	21
4.2.3. Kärlförsök - växtetablering	22
4.2.4. Laboratieförsök - analys av porstorleksfördelning	22
5. RESULTAT	23
5.1. Egenskaper hos Aitiks avfallssand	23
5.1.1. Kornstorleksfördelning och pH	23
5.1.2. Fysikaliska egenskaper	24

5.2. Inblandning av organiskt material.....	31
5.2.1. Det organiska materialets påverkan på porstorleksfördelningen.....	31
5.2.2. pH-förändring i sanden med och utan organiskt material.....	38
5.2.3. Grobarhet och tillväxt i kärl.....	39
6. DISKUSSION.....	42
6.1. Kornstorleksfördelningens inverkan på fysikaliska egenskaper.....	42
6.2. Inverkan av järn.....	43
6.2.1. Järnsulfidens inverkan på pH.....	43
6.2.2. Järnutfällningars inverkan på fysikaliska egenskaper.....	43
6.3. Sandens lämplighet som växtplats före inblandning av organiskt material.....	44
6.3.1. Vatten- och näringshållande förmåga.....	44
6.3.2. Försurning och metaller.....	45
6.3.3. Fysikaliska egenskaper.....	45
6.4. Det organiska materialets inverkan på sandens fysikaliska egenskaper.....	46
6.5. Det organiska materialets inverkan på vegetationen.....	47
6.5.1. Tillväxten i oxiderad och reducerad sand.....	47
6.5.2. Tillväxten i de olika blandningarna.....	47
6.5.3. Jämförelse mellan korn, rödklöver och rödsvingel.....	49
7. SLUTSATSER.....	50
8. FRAMTIDA STUDIER.....	51
9. TACKORD.....	52
10. REFERENSLISTA.....	53
BILAGOR	
Bilaga 1: Infiltrationsmetoden.....	56
Bilaga 2: Kemiska analyser på avloppsslam.....	57
Bilaga 3: Kemiska analyser på fiberslam.....	58

REFERAT

Avfallssand, genererad från gruvverksamheten vid koppargruvan Aitik utanför Gällivare i norra Sverige, analyserades före och efter inblandning av olika typer av organiskt material. I Aitik deponeras sanden i ett magasin som sträcker sig över ett område på mer än 1000 hektar. För att binda sanden och skydda den mot vind- och vattenerosion planeras en växtetablering på sandmagasinet. Syftet med analyserna var därför att bestämma sandens lämplighet som växtsubstrat, samt hur organiskt material inverkar på sandens egenskaper.

Före inblandning av organiskt material bestämdes avfallssandens kornstorleksfördelning, pH och porstorleksfördelning. Analyserna gjordes på sandprover som togs i fält. I försöken användes både ovittrad och vittrad avfallssand. Sanden bestod av främst grovmo- och mellansandpartiklar. På västra delen av magasinet utgjordes sanden av en större mängd ler- och mjälpartiklar än på den östra delen. I den ovittrade sanden var pH neutralt, men i den vittrade sanden hade en oxidation av järnsulfider orsakat ett lågt pH (ca 3), samt en utfällning av järnhydroxider. Porsystemet dominerades av mellanporer (diameter 0,2-0,02 mm). Analyserna visade att järnhydroxiderna påverkade flera av avfallssandens fysikaliska egenskaper och skapade bl.a. porer finare än 0,02 mm.

Efter inblandning av 0, 16 och 33 volymprocent vitmossetorv, avloppsslam och organiskt avfall från pappersindustrin, s.k. fiberslam, bestämdes porstorleksfördelningen i de olika blandningarna. Sandblandningarna tillreddes i laboratorium och packades före porstorleksanalysen av en trycködometer. Porstorleksfördelningen påverkades främst då 33 volymprocent avloppsslam eller fiberslam blandats in, medan torven hade minst effekt på sandens porsystem. Det organiska materialet ökade andelen mikro- och ultraporer (diameter < 0,002 mm).

Parallellt med de fysikaliska analyserna studerades växtligheten och pH-förändringen i de olika blandningarna. Korn (*Hordeum vulgare* "Karin"), rödklöver (*Trifolium pratense* "Bjursele") och rödsvingel (*Festuca rubra* "Lovisa") såddes i kärl med material från de blandningar som användes i porstorleksanalysen. I kärlförsöken hade pH och mängden växttillgänglig näring störst betydelse för växternas tillväxt. Den växttillgängliga näringen varierar med pH och förhållandet mellan kol och kväve (s.k. kol-kväve-kvot). Högst tillväxt uppnåddes i ovittrad sand blandad med 16 och 33 volymprocent avloppsslam, eftersom pH var neutralt och kväveinnehållet var högt i dessa blandningar. Av blandningarna med ovittrad sand var tillväxten lägst i blandningen med torv, vilket troligen berodde på en kombination av lågt pH (ca 5) och en mycket hög kol-kväve-kvot (>100). Fiberslamblandningen hade ett högt pH (ca 8) och innehöll höga halter av CaO. Fixeringen av fosfor till svårslösliga kalciumfosfater, i kombination med en mycket hög kol-kväve-kvot, var sannolikt orsaken till en relativt liten växtlighet. I den oxiderade sanden utan basiskt slam var pH så lågt (ca 2,5) att varken korn, rödklöver eller rödsvingel överlevde. I den vittrade sanden överlevde kornet endast där pH var högre än 4, d.v.s. i blandningarna med fiberslam.

Det är ingen tvekan om att organiskt avfall inverkar på avfallssandens egenskaper ur både fysiologisk och biologisk synvinkel. Avloppsslam tillför näring och basiskt fiberslam har en buffrande effekt på sanden. Det organiska material som i dag läggs på avfallsupplag kan således vara betydelsefullt i det framtida arbetet med växtetableringen på sandmagasinet i Aitik.

ABSTRACT

Mine tailings, generated by the mine activity at the copper mine Aitik outside Gällivare in the north of Sweden (67° 0.06' N; 20° 0.8' E), was analysed. At Aitik the tailings are deposited in a pond and the deposit covers an area of more than 1000 ha. To bind the tailings and prevent erosion caused by wind and water, a programme for establishing vegetation on the tailings pond has been initiated. Therefore the analyses of the tailings were followed by analyses on the tailings mixed with different kinds of organic matter. The aim was to evaluate the suitability of the tailings as a vegetation habitat and the influence of organic matter on the properties of the tailings.

Particle size distribution, pH and pore size distribution of the tailings were determined on samples taken in the field. Both unaltered and oxidized tailings were used in the experiments. The tailings had a loamy sand texture. The samples taken on the west part of the deposit consisted of more clay- and silt particles than the samples from the east part. The unaltered tailings had a neutral pH, but in the oxidized tailings an oxidation of iron sulphides had caused a low pH (about 3) and a precipitation of iron hydroxides. The pore system was dominated by pores with a diameter of 0.2-0.02 mm. The physical analyses showed that the iron hydroxides influenced the physical properties of the tailings, and created pores with a diameter of < 0.02 mm.

After mixing the tailings with 0, 16 and 33 per cent by volume of sewage sludge, moss peat (*Sphagnum* peat) and papermill sludge the pore size distribution was analysed in the different mixtures. Before the analyses the mixtures were prepared in laboratory and compacted in a compaction machine. The pore system was influenced primarily by 33 per cent by volume of the sewage sludge or the papermill sludge, while the moss peat had less influence on the pore size distribution. The organic matter especially increased the pores with a diameter of < 0.002 mm.

Studies of plant growth and pH variations were run parallelly to the physical analyses. Barley (*Hordeum vulgare* "Karin"), red clover (*Trifolium pratense* "Bjursele"), and red fescue (*Festuca rubra* "Lovisa") were sown in pots with material from the same mixtures that were used in the pore size analyses. pH and available nutrients were the most important factors that influenced the growth in the pots. The plant available nutrients varied with pH and the carbon to nitrogen ratio. The growth was most successful in the mixture with reduced sand and 16 or 33 vol % of sewage sludge, because of a neutral pH and a high content of nitrogen. Among the mixtures with unaltered sand the growth was less successful in the mixture with moss peat, which probably depended on a combination of low pH (about 5) and a very high carbon to nitrogen ratio (> 100). The mixture with papermill sludge had a high pH (about 8) and a high content of CaO. The fixation of phosphorous to highly insoluble calcium phosphates, combined with a high carbon to nitrogen ratio, probably caused the rather weak growth in the mixtures with papermill sludge. The oxidized tailings, without any alkaline sludge, had such a low pH (about 2.5) that none of the plants survived. In the oxidized tailings the barley survived only where pH was higher than 4, i.e. in the mixture with papermill sludge.

There is no doubt that the organic matter influences the tailings both physically and biologically. The sewage sludge supplies the tailings with nutrients and the papermill sludge acts as a buffering agent. The organic matter which today is dumped on landfills can therefore be very useful in the future work with establishing vegetation on the waste deposit at Aitik.

1. INLEDNING

Gruvverksamheten vid koppargruvan Aitik utanför Gällivare i norra Sverige genererar avfallssand som deponeras i ett magasin intill gruvan. Deponeringen har pågått i flera decennier och sandmagasinet kommer vid avslutad drift att täcka ett område på mer än 1000 hektar. Detta har förändrat landskapet runt gruvan. Då den naturliga marken täcks med steril avfallssand existerar inte längre förutsättningarna för de livsprocesser som får markens ekosystem att fungera. På det öppna magasinet utan vegetation får vindarna fart och kan transportera sandpartiklarna långa sträckor. Avfallets påverkan på luft och natur är således inte begränsad till själva gruvplatsen, utan sträcker sig över ett större område.

År 1989 påbörjades planeringen av efterbehandlingsarbetet av gruvområdet, med syftet att förhindra metallurlakning samt att binda sanden och skydda den mot vind- och vattenerosion, genom etablering av växter. Sedan 1996 har fältförsök pågått varje sommar, för att ta reda på förutsättningarna för en växtetablering på sandmagasinet. Olika kombinationer av växter och växtsubstrat har testats på en försöksyta intill sandmagasinet och under arbetets gång har flera frågor väckts vad gäller avfallssandens egenskaper.

Sanden består av de fint krossade mineralpartiklar som återstår efter utvinningen av koppar och utgörs av främst grovmo- och mellansandpartiklar. Sanden innehåller också rester av malmmineralen, till största delen järnsulfid, som kan orsaka försurning i samband med oxidation. Ett lågt pH innebär en mobilisering av metallerna i avfallet och försvårar växtetableringen. Idag föreligger sanden främst i vattenmättat tillstånd, vilket förhindrar en oxidation.

Syftet med detta examensarbete är att redogöra för några av sandens egenskaper och hur dessa kan förbättras för att göra sanden mer lämplig som växtsubstrat. I arbetet jämförs effekterna av inblandning av olika typer av organiskt material: torv, avloppsslam och pappersavfall (s.k. fiberslam). Både den fysikaliska och den biologiska påverkan av det inblandade materialet på sanden diskuteras. Arbetet är baserat på egna försök och erfarenheter i fält, laboratorium och växthus.

2. BAKGRUND

2.1. Beskrivning av gruvområdet

2.1.1. Geografiskt läge, klimat och geologi

Aitik är ett dagbrott som är beläget ca 10 km sydost om Gällivare, Norrbottens län. Klimatet i denna region klassificeras enligt Köppens klassifikationssystem som kalltempererat, fuktigt klimat och karaktäriseras av kalla somrar och kalla vintrar (Liljequist, 1975). Under perioden 1961-1990 uppgick vegetationsperiodens längd till endast 120 dygn (Hårsmar, 1990), vilket innebär svåra odlingsförhållanden. Under samma period sträckte sig månadsmedelvärdet av temperaturen i Gällivare från $-14,3^{\circ}\text{C}$ (i januari) till $13,3^{\circ}\text{C}$ (i juni). Årsmedeltemperaturen var under samma period $-0,9^{\circ}\text{C}$. Årsnederbörden var i medeltal 554 mm, varav ca 44 % föll under vegetationsperioden (maj-aug) (Alexandersson *et al.*, 1991).

Malmen i Aitik är en kopparmineralisering som ligger i ett stråk av främst metamorfa (ursprungligen sedimentära) och en del vulkaniska bergarter. I själva malmzonen utgörs bergarterna till 92 % av kvarts, kalifältspat, plagioklas, biotit och muskovit. Av bergarterna är ca 2 % s.k. mineralmalm, ur vilken kopparmalmen utvinns. Mineralmalmen domineras av kopparkis och pyrit (järnsulfid, FeS_2) (Abrahamsson, 1994). Jordarten i denna region utgörs av främst morän och den dominerande jordmånen är Podsol (Jauhiainen, 1976).

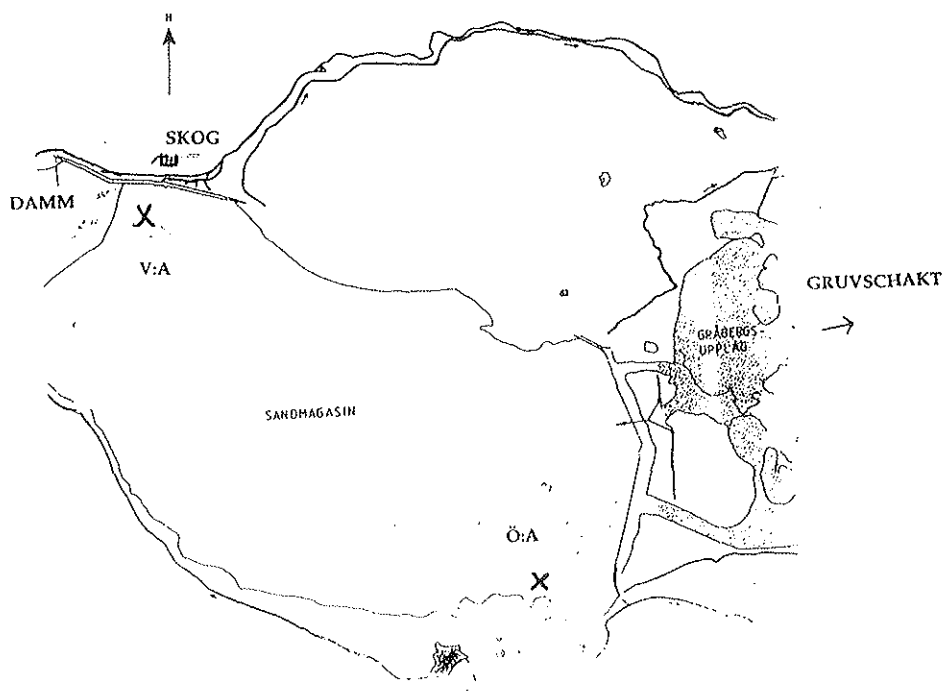
2.1.2. Vegetation

Aitik ligger i den mellanboreala norra barrskogsregionen (Kalliola, 1976). Här dominerar skogslandskapet och skogen utgörs främst av tall (*Pinus silvestris*) och gran (*Picea abies*), men också till ca 10 % av björk (*Betula verrucosa*, *B. pubescens*) (Kempe & von Segebaden, 1990).

Fältskiktet i största delen av de nordsvenska barrskogarna domineras av ris, främst lingon (*Vaccinium vitis-idaea*), ljung (*Calluna vulgaris*), kråkris (*Empetrum nigrum*) och blåbär (*Vaccinium myrtillus*), eller smalbladiga gräs. Örterna är få. Bottenskiktet består nästan enbart av mossa och lavar (Selander, 1957).

2.1.3. Gruvverksamhet

Brytningen i Aitik startade år 1968 och har sedan dess byggts ut till en av Europas största koppargruvor, där även guld och silver utvinns. Malmreserverna beräknas räcka till år 2012. Varje år bryts ca 18 miljoner ton malm och ungefär lika mycket gråberg deponeras i ett gråbergssupplag. Anrikningen av kopparsliten sker efter det att malmen malts till fin sand och blandats med vatten. Ca 200 000 ton koncentrerad kopparslig transporteras årligen via tåg till Rönnskärsverken i Skellefteå (Boliden, internet, 1999). För varje ton kopparslig blir således ca 98 ton mald malm kvar som restprodukt. Den resterande fina sanden kallas anrikningssand eller avfallssand och pumpas uppslammad i vatten till ett öppet sandmagasin intill dagbrottet och gråbergssupplaget (Ledin, 1999) (figur 1).



Figur 1. Aitik's sandmagasin och gråbergssupplag (Abrahamsson, 1994).

2.1.4. Avfallssanden

Avfallssand består av fint krossade mineralpartiklar. Sanden saknar vissa egenskaper som är karaktäristiska för naturliga jordar, t.ex. organiskt material och vissa näringsämnen, såsom kväve (Shetron *et al.*, 1970). Partiklarna är skarpkantade, medan naturliga sandpartiklar är avrundade i kanterna (Bergholm & Steen, 1988). Sanden i magasinet består främst av krossad muskovitskiffer, biotitskiffer och biotitgnejs (Abrahamsson, 1994), men också av sulfider från resterna av mineralmalmen, bl.a. pyrit (FeS_2). I tabell 1 redovisas kemiska analyser utförda på sand som togs på östra magasinet år 1997. I tabellen redovisas också svenska riktvärden för förorenade marker, samt medelvärden för svensk odlingsmark (Naturvårdsverket, internet, 1999; Eriksson *et al.*, 1997). Sandprovets svavelhalt, arsenikhalt och samtliga tungmetallhalter låg över medelvärdena för odlingsmark. Svavelhalten var 4 % (tabell 1). I mars 2000 analyserades dock svavelhalten i sand från flera olika platser på magasinet⁷. Dessa analyser visade att svavelhalten varierade mellan 0,6 % och 4,75 %. Variationerna beror dels på att pyrithalten i malmen varierar, men också på att pyriten har högre densitet än övriga mineralpartiklar och anrikas således nära utsläppskällorna (Ljungberg, pers.medd., 2000).

⁷) Analyserna utfördes av Avdelningen för markkemi och jordmånslära, SLU.

Tabell 1. Kemiska data för avfallssanden tagen 1997 från magasinet i Aitik. Samtliga metaller är extraherade i 7 M salpetersyra. I tabellen redovisas också svenska riktvärden på metallhalter i förorenad mark (Naturvårdsverket, internet, 1999) och medelvärden på metallhalter och näringsinnehåll i svensk matjord (Eriksson *et al.*, 1997). Koncentrationerna avser massa lufttorr jord

	Aitiks avfallssand	Svenska riktvärden för förorenad mark	Medelvärden i svensk matjord
pH	7,1		
Fe (mg/kg) ^{ab}	24700		
Al (mg/kg) ^{bc}	13800		
As (mg/kg) ^{bc}	11	15	4,0
Cu (mg/kg) ^{bc}	478	100	14,6
Cd (mg/kg) ^{bc}	1,3	0,4	0,2
Pb (mg/kg) ^{bc}	19	80	17,1
Zn (mg/kg) ^{bc}	96	350	59,0
Mn (mg/kg) ^{bc}	706		422
Mg-AL (mg/kg) ^c	17		160
P-AL (mg/kg) ^c	51		106
K-AL (mg/100g) ^c	65		137
tot-C (%) ^c	0,0		
tot-N (%) ^c	0,0		0,3
tot-S (%) ^c	4,0		0,05
Sulfat-S (mg/kg) ^c	6,4		

^a Analyser utförda 1999 av Avdelningen för markkemi och jordmånslära, SLU

^b Extraherade i 7 M HNO₃

^c Analyser utförda 1997 av Avdelningen för växtnärlära, SLU

Avfallssanden täcker idag en yta på över 1000 ha och ligger på vissa ställen i ett mer än 30 m tjockt skikt (Abrahamsson, 1994). Sandmagasinet sluttar åt väster, mot en anlagd damm, (s.k. klarningsmagasin) för att vattnet som används vid anrikningsprocessen skall kunna samlas upp och återcirkuleras (figur 1). Sluttningen orsakar en sortering av sandpartiklarna, då de finare partiklarna transporteras längst och sedimenterar på den västra delen av magasinet närmast dammen (Ledin, 1999). Sanden på magasinet föreligger i reducerat tillstånd p.g.a. vattenmättnaden. Intill magasinet anlades en försöksyta 1999, med sand transporterad från östra magasinet. På ytan har sanden torkat och oxiderat och är därför starkt rödfärgad av järnhydroxider.

2.2. Tidigare försök till växtetablering i Aitik

Påfyllnaden till sandmagasinet beräknas upphöra år 2012 (Boliden, internet, 1999). När sandmagasinet inte längre fylls krävs åtgärder för att förhindra att ytan torkar ut. För att kontrollera vindens transport av partiklar, men också för att höja området estetiska värde, har därför en etablering av vegetation på magasinet planerats.

De första etableringsförsöken började 1997 då en försöksyta ($30 \times 20 \text{ m}^2$) anlades strax norr om västra sandmagasinet (vid skogen i figur 1). Sanden togs vid östra delen av magasinet nära utsläppet (krysset i figur 1) och lades i ett skikt tjockare än 1 m ovanpå morän. Försöksytan delades upp i mindre enheter ($4 \times 30 \text{ m}^2$) som genomgick olika behandlingar före sådd och plantering (figur 2). Syftet var att testa vilka arter och jordförbättringar som ger bäst resultat för att sedan tillämpa detta vid den slutliga etableringen på själva sandmagasinet (Kofoed, 1999).

S K O G

E1	E2	E3	E4	E5	E6	sand + NPK-micro
D1	D2	D3	D4	D5	D6	sand + slam
C1	C2	C3	C4	C5	C6	sand + NPK
B1	B2	B3	B4	B5	B6	sand + N
A1	A2	A3	A4	A5	A6	sand

V Ä S T R A →
 ↓ S A N D M A G A S I N E T

Figur 2. Försöksytans uppdelning i mindre enheter och rutor, samt tillsatser till varje enhet.

Under tre säsonger med början 1997 planterades inhemska arter av träd, ris och gräs. Träden etablerades genom frösådd och plantering. Även björnmossa och renlav planterades. En summering av de tre säsongernas växtetableringsförsök visar att vegetationen varit mest livskraftig på ytan med slamtillsats (yta D, figur 2).

Arter av träd och ris har varit mest framgångsrika, med undantag av första säsongen, då björnmossa och renlav klarade sig bäst (Ries, 1998). Samtliga risarter var dock i mycket dåligt skick. De gräs som planterats på försöksytan var rödsvingel (*Festuca rubra* "Lovisa"), ängsgröe (*Poa pratensis* "Fylking") och rörflen (*Phalaris arundinacea* "Palaton"). Resultaten av gräsetableringen har varit mycket dåliga. Endast på yta D låg dödligheten under 100 %, men majoriteten av gräsen dog även där.

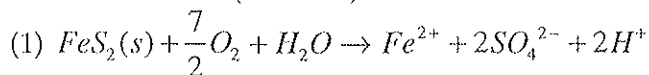
Till övriga örter som såtts hör bl.a. vissa baljväxter. Av dem klarade sig rödklöver (*Trifolium pratense* "Bjursele") bäst, men överlevde endast på ytan med slamtillsats (Kofoed, 1999).

Sommaren 1999 anlades en ny försöksyta, för att tillämpa de jordförbättringar och arter som klarat sig bäst på den gamla försöksytan.

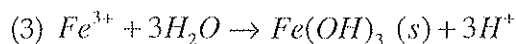
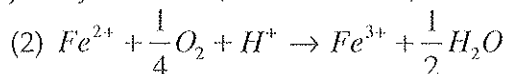
2.3. Processer i gruvavfall

De processer som sker i gruvavfall har under de senaste decennierna intresserat forskare över hela världen och finns väl dokumenterade (Lundgren & Dean, 1979; Kleinmann *et al.*, 1981; Brady *et al.*, 1986; Ferguson & Erickson, 1988; Lin, 1997; Togamana *et al.*, 1998). Den allvarligaste påverkan som gruvavfall har på miljön är enligt Ferguson & Erickson (1988) den försurning som sker i samband med oxidationen av metallsulfider. I detta avsnitt behandlas oxidationen av järnsulfid (pyrit, FeS_2) som är den dominerande metallsulfiden i de flesta sulfidavfall och således spelar en nyckelroll i försurningsprocesserna. Andra metallsulfider reagerar på liknande sätt då de utsätts för luft (Ferguson & Erickson, 1988).

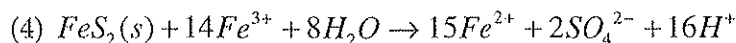
Metallsulfider är relativt stabila så länge de föreligger i sin kristallina form, men då de p.g.a. gruvverksamhet exponeras i luften och reagerar med syre och vatten löses de upp under bildning av svavelsyra. De försurande processerna sker i olika faser (Kleinmann *et al.*, 1981). Under den första fasen sker tre olika reaktioner. Först inträffar en oxidation av metallsulfiderna (formel 1).



Därefter oxiderar den tvåvärdade järnjonen till trevärt järn, vilket leder till utfällning av järnhydroxider (formel 2 och 3).



Avfallet befinner sig i denna första fas så länge pH är högre än 4,5, men då bildningen av svavelsyra fortgår sjunker pH alltmer. Med sjunkande pH förskjuts järnhydrolysen (formel 3) åt vänster, vilket orsakar en hög koncentration av oxiderat järn (Fe^{3+}). Under försurningens andra fas fungerar den trevärdade järnjonen som syret i formel 1 och tar upp elektroner från järnsulfiden (formel 4), varpå ytterligare protoner bildas. Denna reaktion katalyseras av bakterien *Thiobacillus ferrooxidans*, vars tillväxt är optimal vid pH 2-3,5 (Lundgren & Dean, 1979).



Reaktionerna resulterar i en nettoökning av svavelsyra och ett mycket lågt pH (< 3,0) (Ferguson & Erickson, 1988).

Materialets sammansättning påverkar graden av försurning. En hög halt av skiktssilikat ökar materialets förmåga att motverka oxidation och pH-minskning. De tätt packade silikaten kan förhindra syretillförseln och har också en buffrande effekt p.g.a. den kemiska vittring som sker i silikaten (Ljungberg, pers.medd., 2000). Försurningsprocesserna kan dock gå snabbare än materialets buffringsprocesser. Vid sådana förhållanden är kalk det enda som kan motverka en pH-minskning (Öborn, pers.medd., 1999).

3. LITTERATURÖVERSIKT - ÅTERSTÄLLANDE AV STÖRDA MARKER

3.1. Allmänt om metoder vid återställande av störda marker

Enligt Bradshaw & Chadwick (1980) finns det vissa principer som bör beaktas vid all typ av återställande av miljö. Först och främst skall målet med återställandet vara att så långt det är möjligt återupprätta miljöns ursprungliga kvalitet och få till stånd ett fungerande ekosystem. De normala biologiska processer, som exempelvis mineralisering, växtproduktion och näringscykler, måste återupprättas för att ekosystemet skall kunna byggas upp igen. Den naturliga utvecklingen av ekosystem tar mycket lång tid och är endast möjlig där naturliga vittrings- och ackumuleringsprocesser finns närvarande som kan förse växterna med näring, t. ex. kvävefixering av vissa organismer. Då ekosystemet bör återställas relativt snabbt måste därför vissa ämnen tillsättas. Detta kan ske på två sätt: antingen direkt, med gödselmedel, eller indirekt, med organiskt material uppbyggt av växtligheten. Först då markens näringsinnehåll och fysikaliska egenskaper uppfyller växternas krav kan ekosystemet bli självförsörjande (Bradshaw & Chadwick, 1980).

Det är viktigt att stabilisera gruvavfallet p.g.a. dess utsatthet för vind och vatten. Detta kan förhindras genom flera metoder. Med hänsyn till kostnad och tillgänglighet begränsas dock möjligheterna. Att täcka avfallet med latex eller lager av gråberg är möjligt, men mycket dyrt och inte särskilt estetiskt. Alternativet blir då att täcka avfallet med vegetation, vilket i flera fall har visat sig vara mycket framgångsrikt (Smith & Bradshaw, 1979). Före växtetableringen är dock en förbättring av avfallets näringstillgång och fysikaliska egenskaper nödvändig för att växter skall kunna gro och tillväxa. Många försök har gjorts med tillsatser av organiskt material (t. ex. matjord, avloppsslam, hushållsavfall, bark och torv) och gödselmedel (Bradshaw & Chadwick, 1980; Bergholm & Steen, 1989; Borgegård & Rydin, 1989). Effekterna på vegetationen har varierat från fall till fall, men att någon typ av tillsats av organiskt material varit nödvändig för att hindra erosionen och uppnå en livskraftig vegetation som kan stabilisera och kontrollera föroreningarna tycks de flesta vara överens om.

3.2. Tillsats av organiskt material

En viktig egenskap hos allt organiskt material är dess förmåga att skapa och stabilisera granulära aggregat i marken. Organiska substanser, t.ex. polysackarider, samverkar kemiskt med silikater och järn- och aluminiumoxider i marken. Substanserna binder samman markpartiklarna genom bryggor och på så vis bildas aggregat (Brady & Weil, 1996). Aggregaten formar porer i andra storlekar än de som bildas mellan enskilda partiklar, vilket ökar den totala porvolymen, i marken. Det organiska materialets bildning av aggregat med en hög specifik yta ger marken en bättre förmåga att binda både vatten och näring, vilket är eftersträvänsvärt i växtodlings-sammanhang (Ledin, 1990). Materialet kan också fungera som ett filter, då det komplexbinder tungmetaller (Bradshaw & Chadwick, 1980). Dessa egenskaper är viktiga, i synnerhet vad gäller förorenade och magra sandjordar, där urlakningen av näring och tungmetaller utgör ett stort problem.

Vilken typ av organiskt material som är mest lämplig att tillsätta beror bl.a. på dess påverkan på avfallet, kostnad och tillgänglighet (Bradshaw & Chadwick, 1980). I de två förstnämnda avseendena bör dess näringsinnehåll och pH-värde beaktas. Ju mer tillgänglig näring som det organiska materialet innehåller, desto mindre gödselmedel behövs, vilket minskar totalkostnaden för återställandet av marken. Samma sak gäller pH och buffringsförmågan. Ju högre pH, desto mindre kalk behöver tillsättas sanden.

Näringsinnehållet i organiskt material är av stor betydelse för växterna, under förutsättning att näringen är tillgänglig. Förhållandet mellan kolhalt och kvävehalt, den s.k. kol-kvävekvoten (C/N), är betydelsefull. En alltför hög kvot (C/N>30) kan orsaka näringsbrist hos växterna, då en ökning sker av de mikroorganismer som omvandlar kol till koldioxid och bygger in kvävet i biomassan (Brady & Weil, 1996). Näringen immobiliseras och blir svårtillgänglig för växterna. Omsättningen av det organiska materialet kan därför störa växternas utveckling genom att konkurrera om det tillgängliga kvävet (Jansson, 1963). Om kol-kvävekvoten hålls under 20 går nedbrytningen av kol och immobiliseringen av kvävet långsammare, varpå näringsupptaget underlättas (Brady & Weil, 1996). Kol-kvävekvoten varierar framför allt mellan olika huvudtyper av organiskt material (tabell 2), men också mellan prover inom en och samma typ, beroende på skillnader i sammansättning och omsättningsgrad (mikrobiell aktivitet) (Jansson, 1963). I detta avsnitt behandlas tre olika huvudtyper av organiskt material, som valts utifrån tidigare erfarenheter från växtetablering, såväl vad gäller Aitiks avfallssand som avfall från andra gruvplatser.

3.2.1. Avloppsslam

Avloppsslam produceras dagligen av reningsverk över hela landet och finns således tillgängligt. Ursprungsmaterialet är det avfall som avskiljs genom sedimentation från det kommunala avloppsvattnet. Avfallet stabiliseras till slam i större reningsverk genom rötning, luftning eller kalkning och avvattning till en torrsubstanshalt på 20-30%. Varje år produceras ca 200 000 ton (TS) slam (Naturvårdsverket, 1996). Det behandlade slamm innehåller ca 40 g kväve, 24 g fosfor och 3 g kalium per kg torrsubstans. I Sverige utnyttjades år 1996 ca 30 % av det producerade avloppsslammet på åkermark (Naturvårdsverket, 1996).

Nedbrytningshastigheten är hög i avloppsslammet, vilket beror på den höga halten av näring (tabell 2). Detta är en fördel för växterna, så länge halten av lättillgängligt kväve är hög. Försök utförda av Bergholm & Steen (1989) visade att tillsatser av matjord eller avloppsslam hade bättre effekt på vegetationen än tillsatser av komposterat hushållsavfall eller enbart gödsel. Den snabba omsättningen kan dock resultera i en minskning av lättillgängligt kväve och således en ökning av kol-kvävekvoten, vilket kan orsaka kvävebrist och reducera växternas tillväxt efter etableringen. Dessutom innehåller avloppsslam höga halter av tungmetaller, som ackumuleras under den höga omsättningen. Om avloppsslammet endast tillsätts en gång, under själva växtetableringen, bör dock koncentrationen av tungmetaller inte uppnå några toxiska halter (Bradshaw & Chadwick, 1980).

3.2.2. Torv

Förråden av torv i vårt land är mycket stora (Ledin, 1999). Ekonomiskt utnyttjande av torv har länge pågått på många olika sätt. Torv används i plantskolor, växthus och trädgårdar, eftersom den förbättrar många av markens fysikaliska egenskaper. Torv används också till bränsle (Brady, 1974). Borttagande av stora mängder torv bör dock övervägas noga och ske med försiktighet, då torvmarker är av stor ekologisk betydelse. Torv varierar i kvalitet, men är surare och näringsfattigare än avloppsslam (tabell 2) (Bradshaw & Chadwick, 1980). Den låga halten av näring beror i första hand på att lite näring var inbyggd i de växter som bildade torven. Torven består dessutom av nedbrutet material, vars näring till stor del förbrukats av mikroorganismer. Detta gör att torv har en mycket hög kol-kväve-kvot (tabell 2). Den vattenhållande förmågan är dock bättre hos torv än hos avloppsslam. Låghumifierad torv kan binda vatten 15-20 ggr sin egen torrsvikt (Brady, 1974).

3.2.3. Fiberslam

Fiberslam är en organisk restprodukt som erhålls vid pappers- och kartongtillverkning. Den totala mängden slam från massaindustrin i Sverige beräknades år 1996 uppgå till ca 500 000 ton per år. Slammet avvattnas på de flesta håll till 15-20 % vattenhalt. Slammet har ett högt innehåll av kolföreningar, främst cellulosa (Naturvårdsverket, 1996). Slammet som produceras vid papperstillverkningen kan delas in i primärt och sekundärt fiberslam (Chong & Cline, 1993). Det primära fiberslammet är det slam som avskiljs redan vid försedimenteringen (Naturvårdsverket, 1990) och innehåller främst träfiber. Den största delen av träfibret utgörs av cellulosa, eftersom det mesta av ligninet avlägsnas under industriprocesserna (Chong & Cline, 1993). Det sekundära fiberslammet kallas också biokemslam (Gyldberg, pers.medd., 1999) och erhålls efter det att slammet genomgått biologisk och kemisk rening. Efter den biologiska reningen är slammet delvis nedbrutet av mikroorganismer och efter den kemiska reningen innehåller slammet rester av fällningsmedel, t.e.x. kalk. Det sekundära slammet innehåller fler näringsämnen, bl.a. kväve och fosfor, och kalk än det primära slammet (Chong & Cline, 1993). Fiberslammet från pappersindustrin läggs idag främst på industrins egna eller kommunala avfallsupplag. En mindre del används inom jordbruket, där växtnäringsinnehållet utnyttjas (Naturvårdsverket, 1996).

Användning av avfallsprodukter från pappersindustrin för att förbättra marken är inget nytt. I flera fall har pappersavfallets påverkan på mark och vegetation dokumenterats (Vasconcelos & Cabral, 1993; Phillips, *et al.*, 1997). Då outspätt näringsrikt sekundärt slam kan vara för starkt för växterna, har bäst resultat uppnåtts då de två olika typerna av fiberslam kombinerats. Effekterna på vegetationen har varierat, främst med mängden tillsatt slam. En alltför stor tillsats av slammet till en relativt bördig jord har orsakat betydande minskning av lättillgängligt kväve i marken. Detta beror på att fiberslam ofta har en hög kol-kväve kvot och innehåller svårnedbrutna kolföreningar (Zibilske, 1987; Phillips *et al.*, 1997). Vid en tillsats av en alltför stor mängd fiberslam (mer än 50 ton per hektar) påskyndar kolet den mikrobiella aktiviteten med en immobilisering av kvävet som följd (Phillips, *et al.*, 1997). Då räcker inte markens kväveförråd till, varpå kväve- och fosforbrist uppstår. Detta har resulterat i en sämre vegetation på fiberslambehandlade jordar än på jordar utan tillsats av fiberslam.

Efter en tid (ca 1 år), då en nedbrytning av slammet börjat, har dock kväve mineraliseringen kommit igång med en minskad kol-kväve kvot till följd och en återhämtad näringsbalans (Vasconcelos & Cabral, 1993).

I alltför sura jordar har fiberslammet haft en positiv effekt på vegetationen, då slammet innehåller rester av CaO som tillsatts under reningsprocessen. Detta har resulterat i en pH-höjning och givit marken en större buffringsförmåga (Vasconcelos & Cabral, 1993).

Tabell 2. Approximerade värden på kol-, kväve- och fosforhalt, samt pH i avloppsslam, vitmossetorv och fiberslam

Material	Sammansättning (vikts% av ts)			pH
	C	N	P	
Avloppsslam ^a	40	4,5	3,3	6-7
Vitmossetorv ^b	50	0,1	0,02	3-4
Fiberslam ^c	30	0,08	ej känt	7-8

^a Analyser på det avloppsslam som användes i kärnförsöken (kap 4). Analyserna utförda vid Kungsängsverket, Uppsala (bilaga 2)

^b Procent av material fritt från aska (Berglund, 1996)

^c Analyser på det fiberslam som användes i kärnförsöken (kap 4) (bilaga 3)

3.3. Växtetablering

Många olika växtarter har använts vid återställande av gruvmarker. I flera fall har växternas tungmetalltolerans värderats högst. Det är en viktig egenskap, men de flesta växter klarar relativt höga tungmetallhalter och är av den anledningen fullt kapabla att växa på förorenade platser. Enligt Smith & Bradshaw (1979) har resultat från undersökningar av växter som har spridit sig naturligt på gruvområden istället visat att det är markens pH-värde som främst styr artammansättningen. Vid växtetableringsförsök har även fosfor- och kvävebrist visat sig vara allvarligare problem än tungmetallförgiftning (Smith & Bradshaw, 1979).

Gräsarter och baljväxter

Växtetableringen bör inledas med gräsplantering, då gräsarter är minst känsliga för vinderosion samt täcker ytan snabbt vid jämförelse med trädarter (Mitchell & Richards, 1981). Gräsets välförgrenade finrötter skyddar jordstrukturen i det övre jordlagret (Källander, 1989). Vanligtvis väljs arter som är perenna och inte särskilt näringskrävande, främst ur släktena *Festuca* (svinglar), *Poa* (gröe), *Bromus* (losta) och *Agróstis* (ven). Dessa arter förekommer ofta naturligt på förorenade marker. Fårsvingel och storven trivs på de surare jordarna (pH under 5), medan rödsvingel, ängsgröe och krypven är vanligare där pH är högre än 5 (Smith & Bradshaw, 1979; McLaughlin & Crowder, 1987). Rödsvingel har i många fall varit framgångsrikt, då det är ett uthålligt gräs som gror snabbt och är tolerant mot de flesta tungmetaller (Ernst, 1988). Vid neutralt pH och god näringstillgång är rödsvingel ett mycket konkurrenskraftigt gräs. Etableringsförsök vid en zinkgruva i Ämmeberg i mellersta Sverige

visade att rödsvingel dominerade över andra arter, där näringsrikt slam hade tillsats och pH inte understeg 7 (Bergholm & Steen, 1989).

Gräs hävdar sig inte så väl under första året, men bildar senare ett jämnt bestånd. Därför kan det vara bra att kombinera gräs med baljväxter, som i flera avseenden kompletterar gräset. Baljväxternas groddplantor klarar sommartorkan bättre än gräsens och etablerar sig därför snabbt. Fördelen med gräsen är att när de väl lyckats etablera sig har de större uthållighet och längre varaktighet än baljväxterna (Hansson, 1990).

Baljväxter har använts vid flera växtetableringsförsök, främst p.g.a. deras kvävefixerande förmåga och deras kraftiga rotsystem som förbättrar strukturen. Alfaalfa (*Medicago sativa*), vitklöver (*Trifolium Repens*) och rödklöver (*Trifolium pratense*) är vanligt förekommande arter vid försöken. Resultaten varierar. I många fall har etableringen av baljväxter varit svår under den första tiden. Enligt Shetron & Duffek (1970) är tillväxten under den första säsongen beroende av antalet gödseltillsatser. Marktäckningen av alfaalfa och vitklöver var mest effektiv då gödsel tillsattes tre gånger under växtsäsongen, medan mindre än hälften av växterna klarade sig då gödsel endast tillsattes en gång. Vilken av dessa som är mest lämplig är dock osäkert. I andra etableringsförsök har vitklöver varit överlägsen övriga klöverarter (Bergholm & Steen, 1989).

Skyddsgröda

Den långsamma och osäkra etableringen av gräs och baljväxter kan kompenseras med insådd av någon typ av stråsäd, en s.k. skyddsgröda. Stråsädens tillväxt är snabbare och den effektiva marktäckningen ger skydd åt de mer långsamt etablerade s.k. bottengrödorna (Källander, 1989). Konkurrensen mellan skyddsgröda och bottengröda blir heller inte för stor, då växternas vatten- och näringsbehov är som störst vid olika tidpunkter. I början av växtsäsongen växer stråsäden snabbast och kan utnyttja den näring som behövs, eftersom bottengrödornas långsamma tillväxt inte gör anspråk på någon större mängd. Då stråsädens tillväxt stannar av kan bottengrödorna utnyttja mer näring och öka sin tillväxt, under förutsättning att de får tillräckligt med ljus. Bottengrödorna kan genom fotosyntes och kvävefixering utnyttja växtsäsongen under en längre tid än skyddsgrödan. Då säden skördats är mineraliseringen av kväve betydande, men en stor del av det frigjorda kvävet förloras genom urlakning. En bottengröda som fortsätter att växa under hösten kan hålla kvar näringsämnen (Källander, 1989).

4. MATERIAL OCH METODER

4.1. Egenskaper hos Aitik's avfallssand

4.1.1. Kornstorleksfördelning och pH

Representativa generalprov av sanden togs från 6 olika platser på försöksytan (figur 2) respektive två olika platser på sandmagasinet. För analys av jordart valdes 3 st rutor i ytan med slamtillsats (yta D), varav prover togs från varje tiocentimetersnivå ned till 30 cm djup i ruta D6, 2 st rutor i ytan utan tillsats (yta A), varav prover togs från varje tiocentimetersnivå ned till 30 cm djup i ruta A6, samt en ruta i ytan med tillsats av NPK (yta C). Provplatserna i varje yta är markerade med fetstil i figur 2. På sandmagasinet valdes en provplats på den västra delen intill försöksytan och en provplats på den östra delen (vid kryssen i figur 1). Prover togs från varje tiocentimetersdjup ned till 30 cm på den östra delen av magasinet.

På sanden utfördes *kornstorleksanalys* samt bestämning av *vattenhalt vid provtagningsstillfället*, *glödgningsförlust (mullhalt)* och *pH*. Metoderna finns beskrivna av van Reeuwijk (1993).

Kornstorleksanalysen genomfördes enligt pipettmetoden (van Reeuwijk, 1993). De olika fraktionernas procenttal adderades och summan utjämnades till 100. Seskvioxiderna (troligen järnhydroxider) i den oxiderade sanden från försöksytan resulterade i en något högre halt av partiklar > 0,02 mm, eftersom hydroxiderna bildade aggregat med de finare partiklarna. Detta upptäcktes efter tillsats av ditionitcitrat ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$), som har en upplösande effekt på seskvioxiderna. Då aggregaten löstes upp ökade halten av partiklar < 0,02 mm, varför ditionitcitrat tillsattes samtliga prov av den oxiderade sanden enligt en metod beskriven av Lotse (1981).

Vattenhalten vid provtagningsstillfället bestämdes genom att väga jordproverna före och efter torkning (6 h vid en temperatur av 106°C). Torrsubstanshalten beräknades på de olika jordproverna.

Glödgningsförlusten bestämdes genom att väga jordproverna före och efter glödning (minst en timme vid en temperatur av 600°C). Glödgningsförlusten bestämdes i % av jordens torrsubstanshalt.

Mätning av pH gjordes i suspension av sanden i destillerat vatten. 4 st suspensioner tillreddes: 2 st prover av vittrad (oxiderad) sand och 2 st av ovittrad (reducerad) sand. Mätningarna gjordes på samma prover som användes i kornstorleksanalyserna. Oxiderad sand togs från generalproven som tagits på olika platser (djup 0-10 cm) och homogeniserades genom blandning för hand. Samma metod tillämpades vid homogeniseringen av den reducerade sanden.

4.1.2. Markfysikaliska analyser

Totalt togs det av sanden ut 73 st provcylindrar (höjd 10 cm, diameter 7,2 cm). På varje provplats (8 st) (se kap. 4.1.1.) togs 5 st paralleller. På yta D6 och A6 samt på östra delen av sandmagasinet togs 5 st paralleller på varje tiocentimeters nivå ned till 30 cm djup. Utöver detta togs på östra magasinet 3 st paralleller på den packade sanden under hjulspår (figur 1 och 2).

Följande fysikaliska egenskaper hos avfallssanden har analyserats enligt standardmetoderna vid Institutionen för markvetenskap vid Sveriges lantbruksuniversitet: *kompaktdensitet, torr skrymdensitet, vatteninnehåll vid olika vattenavförande tryck (porstorleksfördelning), total porositet och genomsläpplighet för vatten (hydraulisk konduktivitet) och mekaniskt motstånd.*

Kompaktdensiteten definieras som massa torr jord (m_s) per volymsenhet torr jord (V_s). Outspädd etanol tillsattes 30,0 g torr jord tills lösningen erhöll en bestämd volym (50,0 ml). Volymen tillsatt etanol bestämdes exakt, varpå den torra jordvolymen kunde erhållas. Kompaktdensiteten bestämdes på två paralleller från varje provplats, förutom ruta C3. I ruta D1 togs två extra prover på cementerade större sandaggregat. Kompaktdensiteten bestämdes endast på det översta lagret (0-10 cm).

Den torra skrymdensiteten definieras som massa torr jord (m_s) per volymsenhet jord (V , volymen av jordens torrsustans och porer). Cylinderproverna torkades vid en temperatur av 106°C , varefter de vägdes.

Porstorleksfördelningen bestämdes genom att mäta vattenhalten i cylinderproverna vid olika tension (vattenavförande tryck). Cylinderproverna vattenmätades och ställdes på porös platta där de stegvis utsattes för olika tension mellan 0,1 och 6 meter vattenpelare (m vp). Ju högre tension som cylindrarna utsattes för desto finare porer dränerades. Vissningsgränsen, definierad som sandens vattenhalt vid det vattenavförande trycket 150 m vp, bestämdes på den lösa sanden. De erhållna sammanhörande värdena på vattenhalt (w) och bindningstryck (h_i) framställdes i s.k. pF-kurvor (bindningsdiagram). Den vertikala grundskalan i diagrammen är logaritmisk och anger bindningstrycket h_i i m vp. I bindningsdiagrammet finns ytterligare två skalor: d_v anger pordiametererna i $\mu = 0,001$ mm och pF anger tiologaritmen för h_i uttryckt i cm vp. Skalan för porstorlek, d_v , anger diametern hos den por som kapillärt förmår att hålla vatten vid det angivna vattenavförande trycket (h_i) (Andersson & Wiklert, 1972). Mot varje given pordiameter svarar en viss vattenhalt (w). Eftersom vattenhalten anger volymen porer som är vattenmättade vid en viss tension erhöles ur diagrammen hur stor andel porer med en viss storlek som tömdes på vatten då det vattenavförande trycket växte. På så vis erhöles en fördelning av porernas storlekar. Enligt Brady & Weil (1996) kan de porer som dräneras mellan trycken 1,0 m vp (trycket vid fältkapaciteten) och 150 m vp (trycket vid vissningsgränsen) antas innehålla det vatten som är tillgängligt för växterna. Detta definieras i tabell 5 som W_p . Det vatten som sanden innehåller då den utsatts för vattenavförande tryck lägre än 1,0 m vp är också upptagbart. Denna mängd kan dock vara svårtillgänglig för växterna då den ockuperar sandens större porer och således dräneras bort mycket snabbt, samt begränsar markens syretillgång (Brady & Weil, 1996).

Den totala porositeten definieras som volymen porer i cylinderproverna eller den volym vatten som sanden innehåller då samtliga porer är vattenmättade (vid trycket 0 m vp). Den beräknades med hjälp av värdena på kompaktdensiteten och den torra skrymdensiteten. Den totala porositeten ges också av pF-kurvorna (där kurvan skär x-axeln, d.v.s. vattenhalten vid tensionen 0 m vp). I vissa fall skiljde sig detta värde från det beräknade värdet på porositeten.

Detta beror på att pF-kurvan är extrapolerad vid vattenavförande tryck $< 0,10$ m vp, eftersom vattenhalten i cylinderproverna av praktiska skäl började mätas först vid $0,10$ m vp. I diskussionen används bindningsdiagrammens något osäkra värde på den totala porositeten.

Vattengenomsläppligheten mättes vid två olika tidpunkter på samtliga 73 cylinderprov i vattenmättat tillstånd. Även fältmätningar av genomsläppligheten genomfördes på vissa platser, dock inte djupare än 10 cm. I fält mättes genomsläppligheten med en borrhålsinfiltrimeter (Institutionen för markvetenskap, bilaga 1).

Det mekaniska motståndet mättes i fält med en penetrometer. Sandens motstånd mot penetrometers koniska spets mättes automatiskt i 3 cm intervall ned till 45 cm. Detta upprepades 2-4 ggr på varje yta, varpå ett medelvärde erhöles. Det mekaniska motståndet redovisas i form av kurvor i figur 7. Kurvorna upphör på det djup där det mekaniska motståndet var så högt att penetrometern inte kunde tränga djupare ned.

4.2. Inblandning av organiskt material

För att bestämma inverkan av olika typer av organiskt material på avfallssanden utfördes laboratorieförsök och kärlförsök på avfallssanden. Det organiska materialet utgjordes av torv, avloppsslam och fiberslam.

4.2.1. Ursprungsmaterial för blandningarna

a) *Aitiks avfallssand*. Hälften av sanden kommer från östra delen av Aitiks sandmagasin utanför Gällivare (djup 0-10 cm). Den andra hälften är hämtad från försöksytan (djup 0-10 cm) som ligger intill själva sandmagasinet, där syretillgången varit högre, varför oxidation av järn inträffat. Detta har givit sanden från försöksytan en gulbrun färg, medan sanden från sandmagasinet är grå.

b) *Vitmossetorv*. Låg- till medelhumifierad torv, av märket Solmull, utan tillsatser inhandlades från trädgårdsbutik.

c) *Avloppsslam*. Slammet deponerades i juni 1998 vid reningsverket i Uppsala. Slammet har en granulär struktur (runda aggregat, ca 5-10 mm, varav vissa är hårda). Kemiska analyser på slammet finns i bilaga 2.

d) *Fiberslam*. Avfallsprodukt från en kartongfabrik. Materialet hämtades i Garpenberg där det används i växtetableringsförsök vid en zinkgruva. Produkten innehåller en blandning av ca 70 % fiberslam (består främst av cellulosa) och 30 % biokemslam (med innehåll av fosfor och kväve). Fiberslammet har en granulär struktur (runda aggregat, ca 5-10 mm, varav vissa är hårda). Kemiska analyser på fiberslammet finns i bilaga 3.

4.2.2. Blandningar

Avfallssanden homogeniserades före behandling på följande sätt. Sanden som transporterats från Aitik lades i en pyramidformad hög. Sandhögen grävdes successivt ur med spade och den urgrävda sanden lades i en ny hög. Detta upprepades ca 6 gånger, tills sanden ansågs vara homogeniserad.

Därefter fuktades sanden till ca 13 % vattenhalt, så att det organiska materialet lättare blandades in. Den reducerade sanden och den oxiderade sanden genomgick samma behandling, för att studera järnhydroxidernas inverkan. Andelen av olika material i respektive blandningar anges i tabell 3.

Blandningarna för kärlförsöken placerades i kärll, 4 st med varje blandning. I varje kärll placerades 2 dm³ jord. Blandningarna för laboratorieförsöken packades i provcylindrar (höjd 5 cm, diameter 7,2 cm) med en trycködometer.

Tabell 3. Blandningarnas innehåll och kärllnummer. Red = reducerad sand, ox = oxiderad sand

Blandning nr	Organiskt material volymprocent	Kärll nr
1 (red)	0	1-4
(ox)	0	5-8
2 (red)	33 torv	9-12
(ox)	„	13-16
3 (red)	16 torv	17-20
(ox)	„	21-24
4 (red)	33 slam	25-28
(ox)	„	29-32
5 (red)	16 slam	33-36
(ox)	„	37-40
6 (red)	33 fiberslam	41-44
(ox)	„	45-48
7 (red)	16 fiberslam	49-52
(ox)	„	53-56

4.2.3. Kärnförsök - växtetablering

Blandningarna i kärlen förbereddes före sådd genom att vattenmättas och tillföras näring. En näringslösning tillreddes som innehöll endast den mängd näring som krävs för att växterna skall klara sig. För 2 liter sand (ett kärl) beräknades 250 mg kväve vara tillräckligt till en början. Detta tillsattes genom att pipettera 27 ml krukväxtnäring, som även innehåller makro- och mikronäringsämnen i rätt proportioner. Näringen tillsattes tre gånger under vegetationsperioden. Vatten tillsattes ca två gånger i veckan. För att erhålla lakvatten, i vilket pH mättes, vattenmättades kärlen tre gånger.

Kärlen ställdes i växthus. Förutom dagsljuset fick grödorna ljus från kvicksilverlampor ca 5 h på kvällen och 5 h på morgonen. Till en början reglerades min.temperaturen till 18°C, med en maxtemperatur på ca 24°C under soliga dagar, och 22°C under solfria dagar. Sedan fröna börjat gro sänktes temperaturen med 2°C.

Enligt planerna skall den slutliga etableringen av vegetation på sandmagasinet börja med gräsarter, troligen med korn som skyddsgröda. Även baljväxter kommer att prioriteras, p.g.a. deras kvävefixerande förmåga. Efter samråd med Lantmännen i Gällivare, samt med tanke på tidigare erfarenheter från växtetableringsförsöken, ansågs följande grödor lämpliga för kärnförsöken:

- korn, 6-radigt (*Hordeum vulgare* "Karin")
- rödsvingel (*Festuca rubra* "Lovisa")
- rödklöver (*Trifolium pratense* "Bjursele")

Samtliga sorter valdes med tanke på anpassningsförmåga till det kalla klimatet.

Grödornas tillväxt och överlevnad dokumenterades under det tidiga utvecklingsstadiet varannan vecka. Efter ca 2 månader avbröts försöken. Biomassan bestämdes genom torkning och vägning av växterna.

pH i lakvattnet från de olika kärlen mättes tre gånger under två månader.

4.2.4. Laboratieförsök - analys av porstorleksfördelning

För att få trovärdiga och jämförbara pF-kurvor packades de olika blandningarna i cylindrar (höjd 5 cm, diameter 7,2 cm) noggrannt med en trycködometer. För att uppnå en jämn packning fylldes cylindrarna i omgångar, med 2 cm tjocka sandskikt i varje omgång. Varje skikt packades under 2,5 h. Packningstrycket var ca 120 kPa. Detta tryck valdes med tanke på vilket tryck som sandmagasinet kommer att utsättas för efter sådden. Även om sanden ska luckras upp med jordfräs före sådd är det svårt att undvika den naturliga packning som sker vid upptorkning etc. Dessutom kommer troligen vältning att ske. En traktors bakhjul beräknas ge ett tryck på ca 120 kPa (Persson, pers.medd., 1999).

Efter packning vattenmättades cylindrarna och utsattes för olika vattenavförande tryck på porös matta med samma metod som tillämpades vid analys av avfallssandens porstorleksfördelning (kap. 4.1.2.). Vattenhalten vid de olika trycken bestämdes och redovisas som bindningsdiagram.

5. RESULTAT

5.1. Egenskaper hos Aitiks avfallssand

5.1.1. Kornstorleksfördelning och pH

Resultaten från kornstorleksanalysen redovisas i tabell 4. På de flesta platser dominerade grovmopartiklarna och lerhalten var låg (4-7 %). Kornstorleken skiljde sig dock mellan olika platser och mellan olika djup. Sanden från djup 0-20 cm på försöksytan bestod av fler grövre partiklar (2,0-0,2 mm) än sanden från samma djup på magasinet. På yta D6 och på östra magasinet minskade lerhalten med djupet, medan sandhalten ökade längre ned i sanden. På västra magasinet hade det översta skiktet (0-5 cm) en hög halt av ler- och mjälapartiklar och en mycket låg halt av sand (0,2 %). Kornstorleksfördelningen varierade också mellan olika platser på försöksytan (tabell 4). Lerhalten varierade med ett par procent och var högre än 7 % i sanden från yta D3 och D1.

Tabell 4. Sammanställning av kornstorleksfördelning och glödningsförlust för Aitiks avfallssand 1999. D6, D3, D1, A6, A3, och C3 är platser på försöksytan som anlagts intill magasinet. Övriga prover är tagna på östra delen respektive västra delen av sandmagasinet (Ö:a och V:a sandmag.)

Provplats och djup (cm)	Viktprocent av fraktionen, mm						Glödförlust %
	Sand 2,0-0,2	Grovmo 0,2-0,06	Finmo 0,06-0,02	Grovmjåla 0,02-0,006	Finmjåla 0,006-0,002	Ler <0,002	
D6 0-10	36,7	50,4	5,4	0,8	0,07	6,5	2,0
10-20	35,4	48,9	6,7	2,4	0,8	5,8	1,6
20-30	39,4	48,1	4,7	1,4	1,5	4,3	1,3
D3 0-10	34,4	51,7	8,4	1,3	1,7	7,7	2,2
D1 0-10	49,5	35,7	3,4	2,8	0,2	7,2	2,2
A6 0-10	37,4	52,4	4,8	2,1	0,7	3,9	0,3
10-20	32,0	57,4	5,5	2,4	1,3	7,7	0,1
20-30	32,6	55,6	6,8	1,8	0,9	4,7	0,1
A3 0-10	41,0	46,5	6,4	1,9	0,8	6,1	1,4
C3 0-10	39,5	46,9	6,6	1,9	0,7	5,8	0
Ö:a sandmag.							
0-10	24,2	64,7	3,8	3,4	0,03	6,0	0
10-20	24,4	61,8	6,4	2,2	0,60	4,6	0
20-30	39,2	49,8	3,8	1,5	1,2	4,5	0
V:a sandmag.							
0-5	0,2	7,3	29,1	34,8	15,0	14,0	0
5-15	7,0	69,0	14,4	3,9	1,1	4,6	0

pH-värdet i den oxiderade sanden från försöksytan (djup 0-10 cm) uppmättes till 3,3 i de båda suspensionerna. I den reducerade sanden på sandmagasinet låg pH-värdet på 6,4 (djup 0-10 cm).

5.1.2. Fysikaliska egenskaper

I tabell 5 redovisas fysikaliska data för sanden från olika platser. Den totala porositeten definieras som volymen porer i sanden. Den var högst i sanden från yta D6 med slamtillsats, samt i den finkornigare sanden på västra delen av magasinet. Vattenhalten anger volymen porer i sanden som är vattenmättade vid en viss tension. Ju högre tension som sanden utsätts för, desto finare porer dräneras. Hur mycket vatten som porerna förmår hålla kapillärt vid en viss tension beror således på porernas diameter. I figur 3, 4 och 5 anges diametern (d_p) hos den por som kapillärt förmår att hålla vatten vid det angivna vattenavförande trycket (h_i). På så vis erhöles en fördelning av porernas storlekar som redovisas i figur 6.

Porsystemet skiljde sig något mellan olika platser. Ett finare porsystem i översta skiktet hos den västra avfallssanden resulterade i en hög vattenhalt (29 volymprocent) vid fältkapaciteten (= 1 m vp) (tabell 5, figur 3). Den luckra sanden på östra delen innehöll inte mer än 11 volymprocent vatten vid motsvarande tryck. Även sand från försöksytan hade en bättre vattenhållande kapacitet och ett finare porsystem än sanden från den östra delen av magasinet (tabell 5, figur 3). På försöksytan var andelen fina porer högst i sanden från yta D (figur 6 b och c). Sanden från ruta D1 hade lika stor andel fin-, mikro- och ultraporer som den finkorniga sanden på västra magasinet. I yta D6 minskade andelen fina porer med djupet.

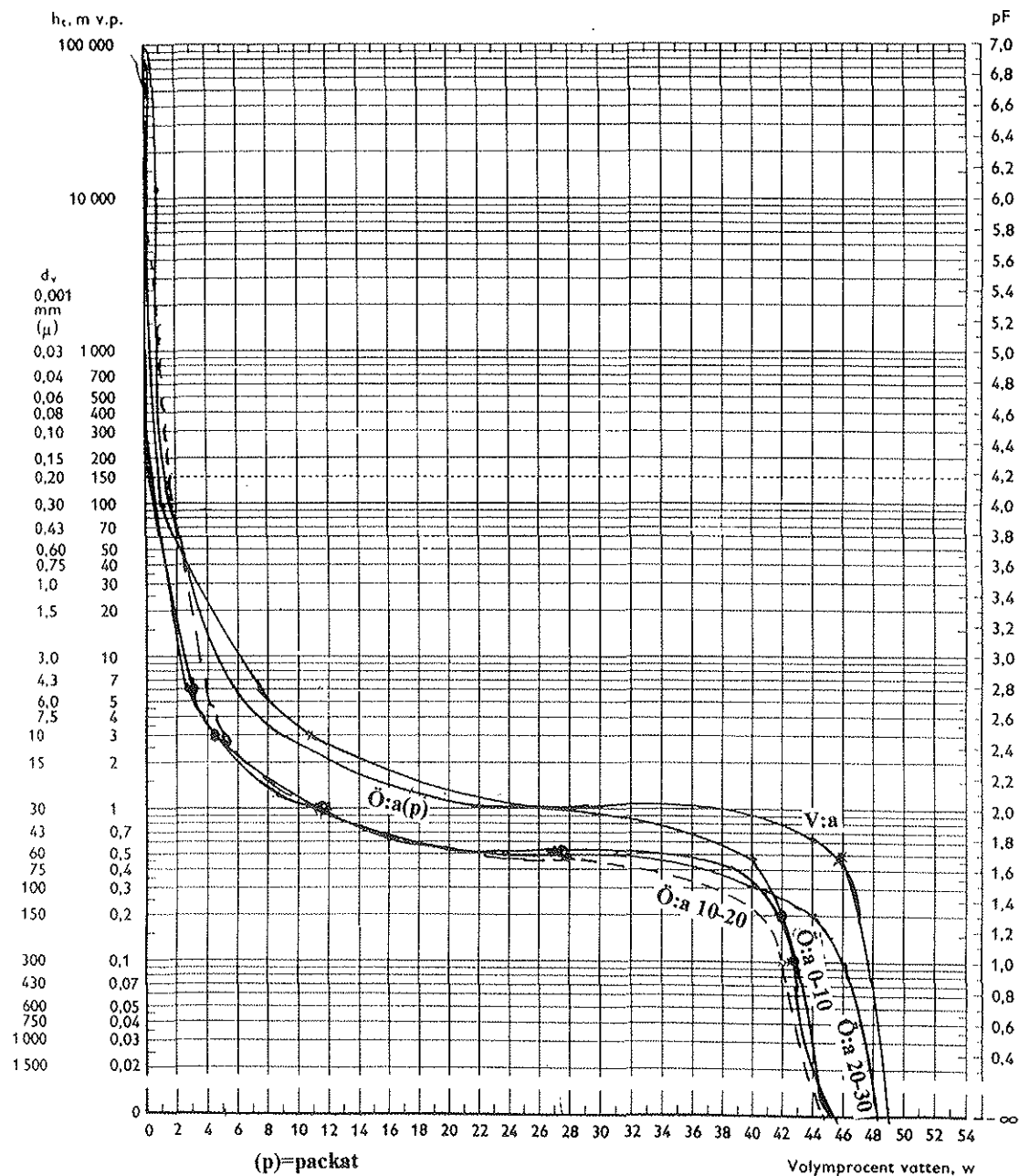
Tabell 5. Sammanställning av fysikaliska data för Aitiks avfallssand, 1999. W_t = den mängd vatten som är tillgänglig för växterna. Enligt Brady & Weil (1996) definieras W_t som det vatten som dräneras mellan de vattenavförande trycken 1,0 och 150 m vp. D6, D3, D1, A6, A3, och C3 är platser på försöksytan som anlagts intill magasinet. Övriga prover är tagna på östra delen respektive västra delen av sandmagasinet (Ö:a och V:a sandmag.)

Provplats och djup (cm)	Porositet (%)	Vattenhalt i vol-% vid olika tension, m vp							W_t (%)	Torr skrym- densitet (g/cm ³)	Kompakt- densitet (g/cm ³)
		0,10	0,20	0,50	1,0	3,0	6,0	150			
D6 0-10	50	46,0	44,9	23,4	13,3	9,4	8,9	2,0	11,3	1,4	2,8
10-20	---	41,7	41,0	23,4	11,4	6,9	6,0	1,6	9,8	1,5	---
20-30	---	42,4	42,0	22,0	10,3	6,0	5,1	1,7	8,6	1,5	---
D3 0-10	50	49,6	48,6	26,1	17,5	13,7	12,3	1,9	15,6	1,4	2,8
D1 0-10	47	41,5	40,8	22,8	13,1	10,8	8,9	1,6	11,5	1,6	2,9
0-10 (cem.)											3,0
A6 0-10	48	40,8	40,4	28,8	13,4	6,4	5,0	0,7	12,7	1,5	2,9
10-20	---	41,6	41,4	28,5	14,0	6,7	5,0	0,9	13,1	1,5	---
20-30	---	41,0	40,7	28,5	13,4	6,6	5,2	0,8	12,6	1,5	---
A3 0-10	48	41,7	41,3	23,8	11,2	5,7	4,8	1,0	10,2	1,5	2,9
C3 0-10	---	38,4	38,0	23,4	11,4	7,7	6,4	2,3	9,1	1,6	---
Ö:a sandmag.											
0-10	46	42,7	42,0	27,7	11,4	4,5	3,3	0,3	11,1	1,5	2,8
10-20	---	42,0	41,0	27,9	11,8	4,8	3,4	0,9	10,9	1,5	---
20-30	---	46,2	44,0	24,8	11,5	5,2	3,9	0,4	11,1	1,5	---
0-10 (p)	---	41,8	41,1	39,8	22,0	8,4	5,9	---	---	1,4	---
V:a sandmag.											
0-10	50	47,4	47,0	46,0	29,0	10,7	7,2	0,7	28,3	1,4	2,8

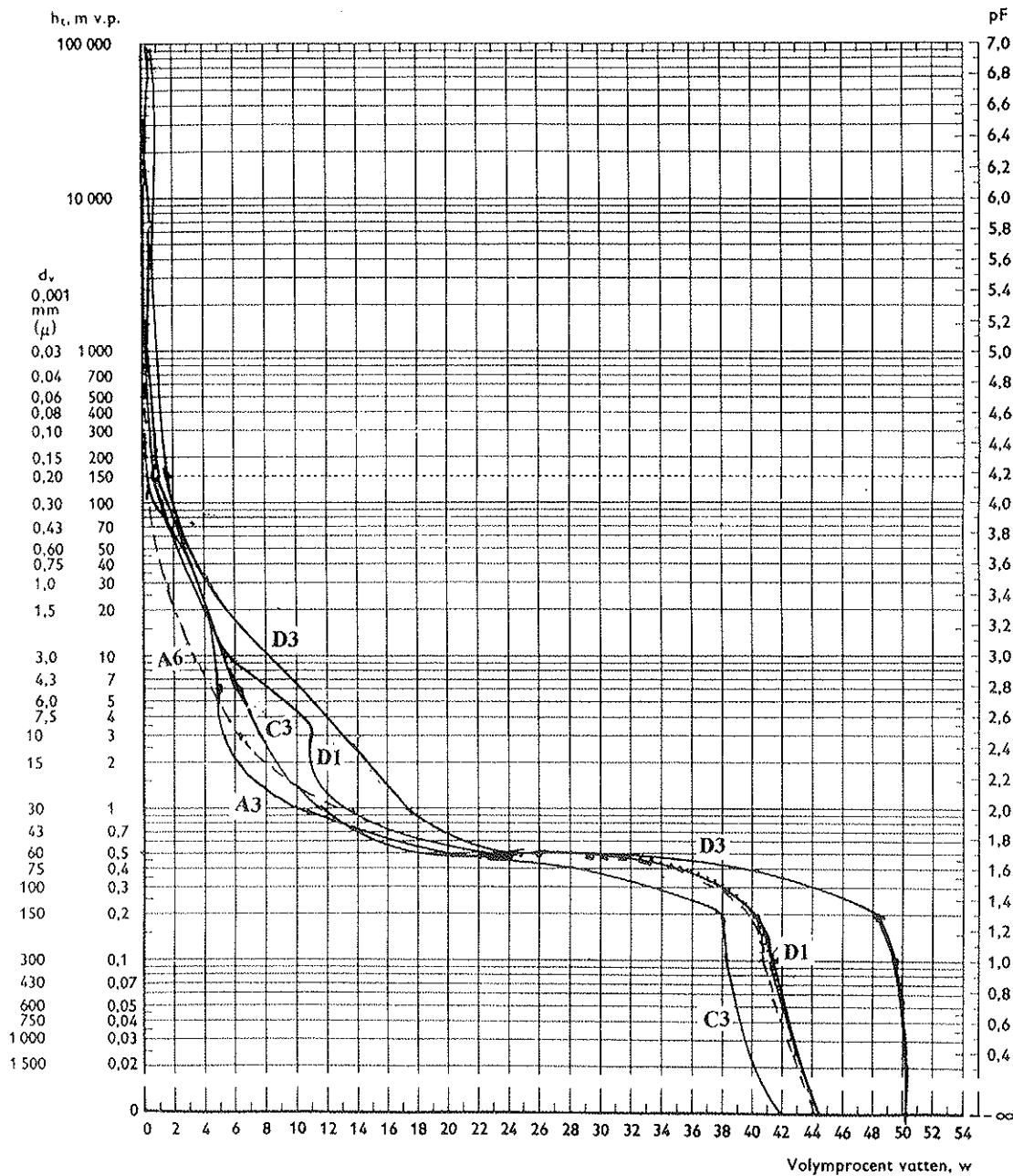
cem. = cementserad

p = packad

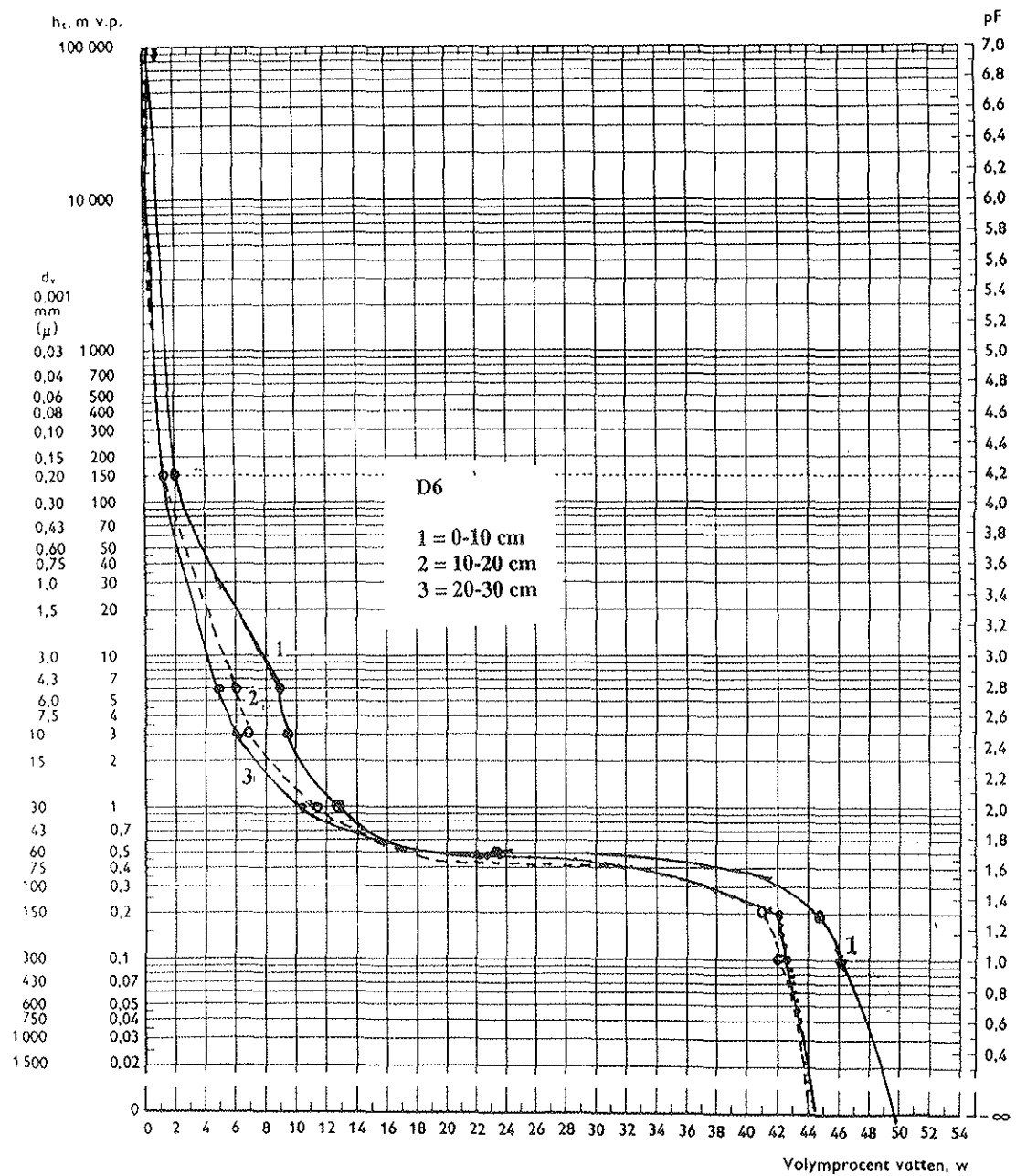
m vp = meter vattenpelare



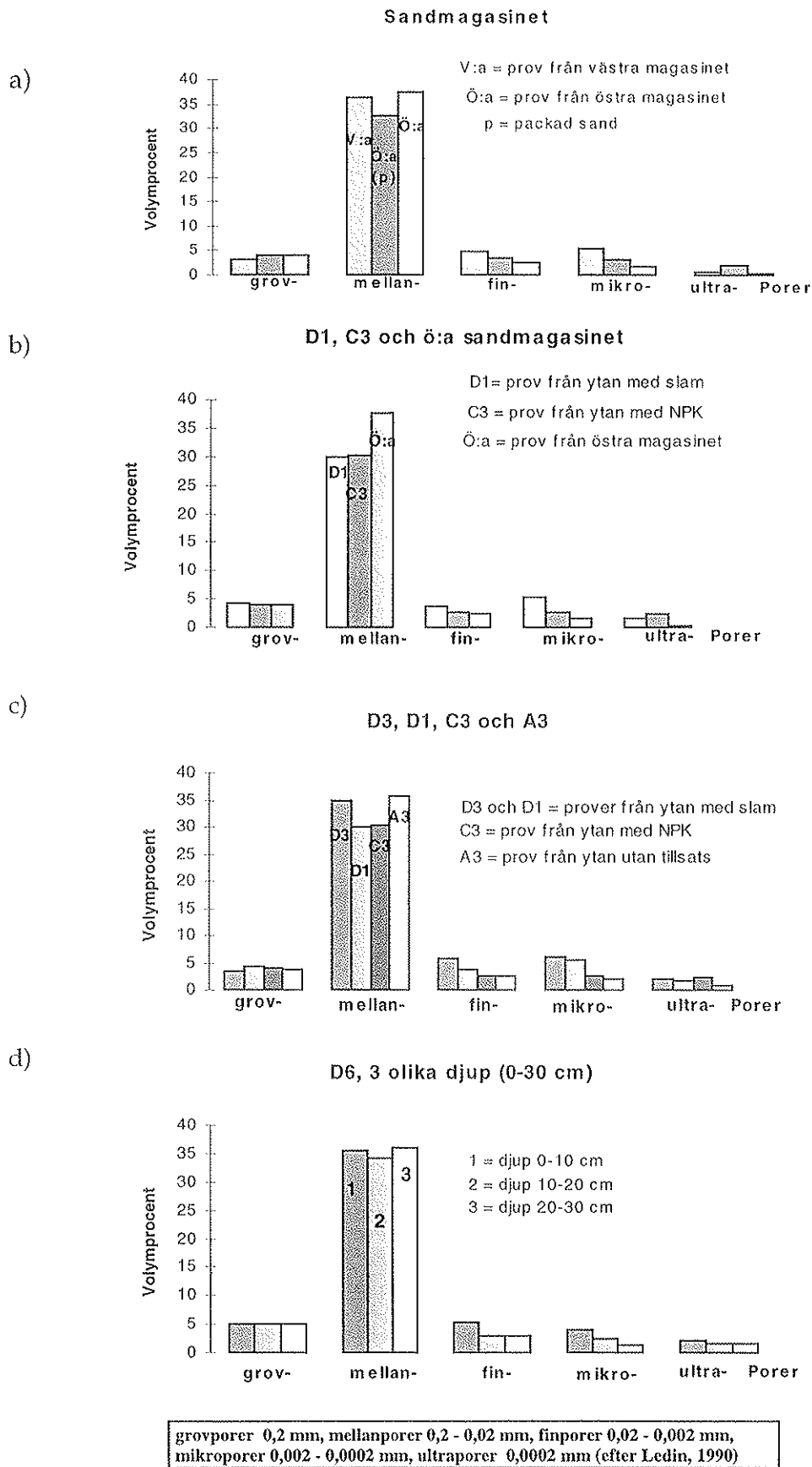
Figur 3. pF-kurvor (bindningskaraktistikor) för avfallssanden på östra (= Ö:a) och västra (= V:a) sandmagasinet i Aitik. h_t = vattenavförande tryck i meter vattenpelare, d_v = ekvivalentpordiameter, pF = tiologaritmen för h_t , w = vattenhalt.



Figur 4. pF -kurvor (bindningskaraktistikor) för Aitiks avfallssand på olika platser på den försöksyta som anlagts intill sandmagasinet. D3 och D1 är provplatser i ytan med tillsats av avloppsslam. C3 är en provplats i ytan med tillsats av NPK. A6 och A3 är provplatser i ytan utan tillsats. h_t = vattenavförande tryck i meter vattenpelare, d_v = ekvivalentpordiameter, pF = tiologaritmen för h_t , w = vattenhalt.



Figur 5. pF-kurvor (bindningskaraktistikor) för avfallssanden vid olika djup på provplats D6 i den yta på försöksytan som tillförts avloppsslam. h_v = vattenavförande tryck i meter vattenpelare, d_v = ekvivalentpordiameter, pF = tiologaritmen för h_v , w = vattenhalt.



Figur 6 a-d. Sammanställning som visar porstorleksfördelningen i Aitiks avfallssand vid olika platser. D1, D3, D6, C3 och A3 är platser på försöksytan intill magasinet.

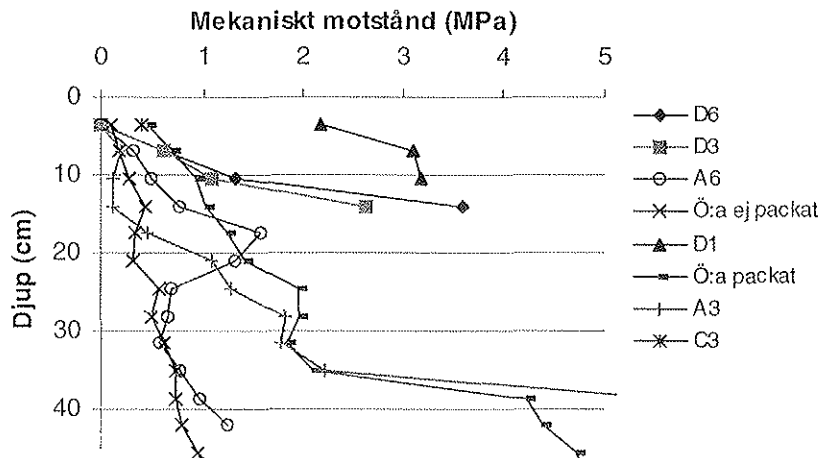
Den hydrauliska konduktiviteten (genomsläppligheten för vatten) hos avfallssanden på olika platser redovisas i tabell 6. Sanden hade högst hydraulisk konduktivitet i ytan med slamtillsats (yta D). I sanden från västra delen av magasinet är genomsläppligheten för vatten lägst.

Tabell 6. Sammanställning av resultaten från mätning av vattengenomsläppligheten i cylinderprover samt i fält (K_f) vid olika platser i Aitik 1999. I cylindrarna mättes genomsläppligheten 1 h (K_1) och 24 h (K_{24}) efter mätningens början. D6, D3, D1, A6, A3, och C3 är platser på försöksytan som anlagts intill magasinet. Övriga prover är tagna på östra delen respektive västra delen av sandmagasinet (Ö:a och V:a sandmag.)

Provplats och djup (cm)	K_1 (cm/h)	K_{24} (cm/h)	K_f (cm/h)
D6 0-10	22,6	20,3	24,4
10-20	20,9	22,8	-----
20-30	22,6	25,0	-----
D3 0-10	19,5	18,8	-----
D1 0-10	19,6	19,8	20,4
A6 0-10	14,7	17,0	24,6
10-20	17,7	21,3	
20-30	12,2	13,3	
A3 0-10	19,8	20,7	22,8
C3 0-10	13,2	9,8	14,5
Ö:a sandmag.			
0-10	13,6	11,4	18,1
0-10 (p)	6,8	3,4	9,2
10-20	11,8	10,3	
20-30	12,8	11,0	
V:a sandmag.			
0-10	2,0	2,0	

p = packad

Enligt resultaten i figur 7 var det mekaniska motståndet högst i sanden på ytorna C3, D1 och D3. I sanden på yta A6 och på östra delen av sandmagasinet, var det mekaniska motståndet minst.



Figur 7. Mekaniska motståndet i avfallssanden på olika platser i Aitik, 1999.

5.2. Inblandning av organiskt material

5.2.1. Det organiska materialets påverkan på porstorleksfördelningen

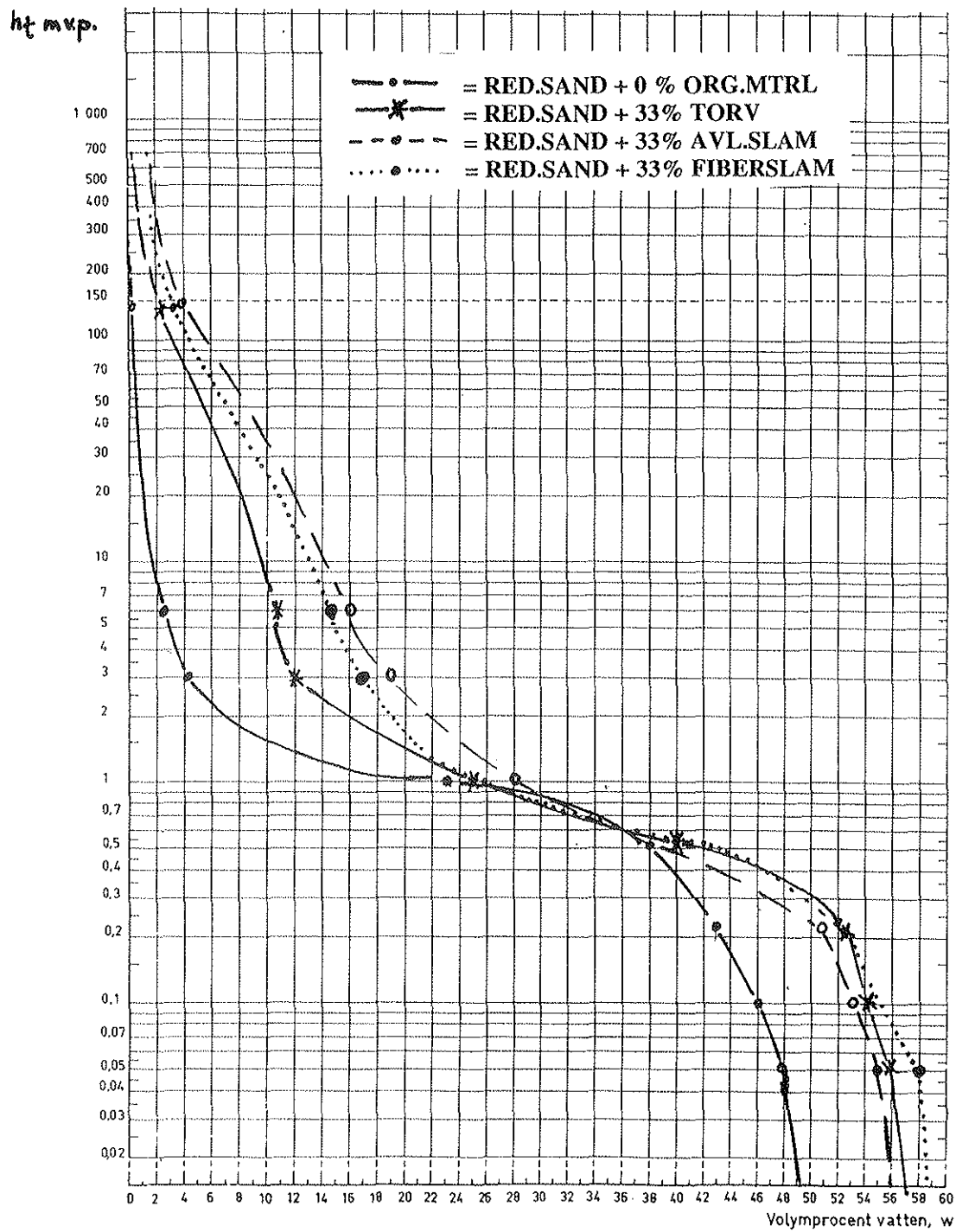
Resultaten av de markfysikaliska analyserna på cylinderproverna med avfallssanden blandad med olika typer av organiskt material redovisas i tabell 7 och i figur 8-12.

Vid en jämförelse mellan de olika organiska materialen hade avloppsslam och fiberslam störst effekt, medan torven inte hade riktigt samma inverkan på sanden (figur 8-12). Båda slagen av slam inverkade främst på andelen mikro- och ultraporer (figur 12 a-d). I den reducerade sanden var påverkan störst, då 33 volymprocent slam ökade andelen mikroporer med ca 10 volymprocent (figur 12 a). I den oxiderade sanden var antalet fina porer större redan före inblandningen av organiskt material än i den reducerade sanden, varpå påverkan av slammet var mindre; andelen mikroporer ökade med ca 5 volymprocent. Fiberslam hade störst inverkan på den totala porvolymen (tabell 7, figur 8-11).

Tillsats av en större mängd organiskt material (33 volymprocent) påverkade sandens porsystem betydligt mer än en mindre mängd tillsatt material (16 volymprocent), i synnerhet i blandningarna med torv och avloppsslam. Vid tillsats av 16 volymprocent organiskt material var den fysikaliska påverkan av avloppsslam och torv inte särskilt stor, medan fiberslammet orsakade en ökning av porositeten med 4 % både i den oxiderade och den reducerade sanden. Mängden växttillgängligt vatten påverkades inte nämnvärt efter inblandning av organiskt material, medan den torra skrymdensiteten minskade betydligt.

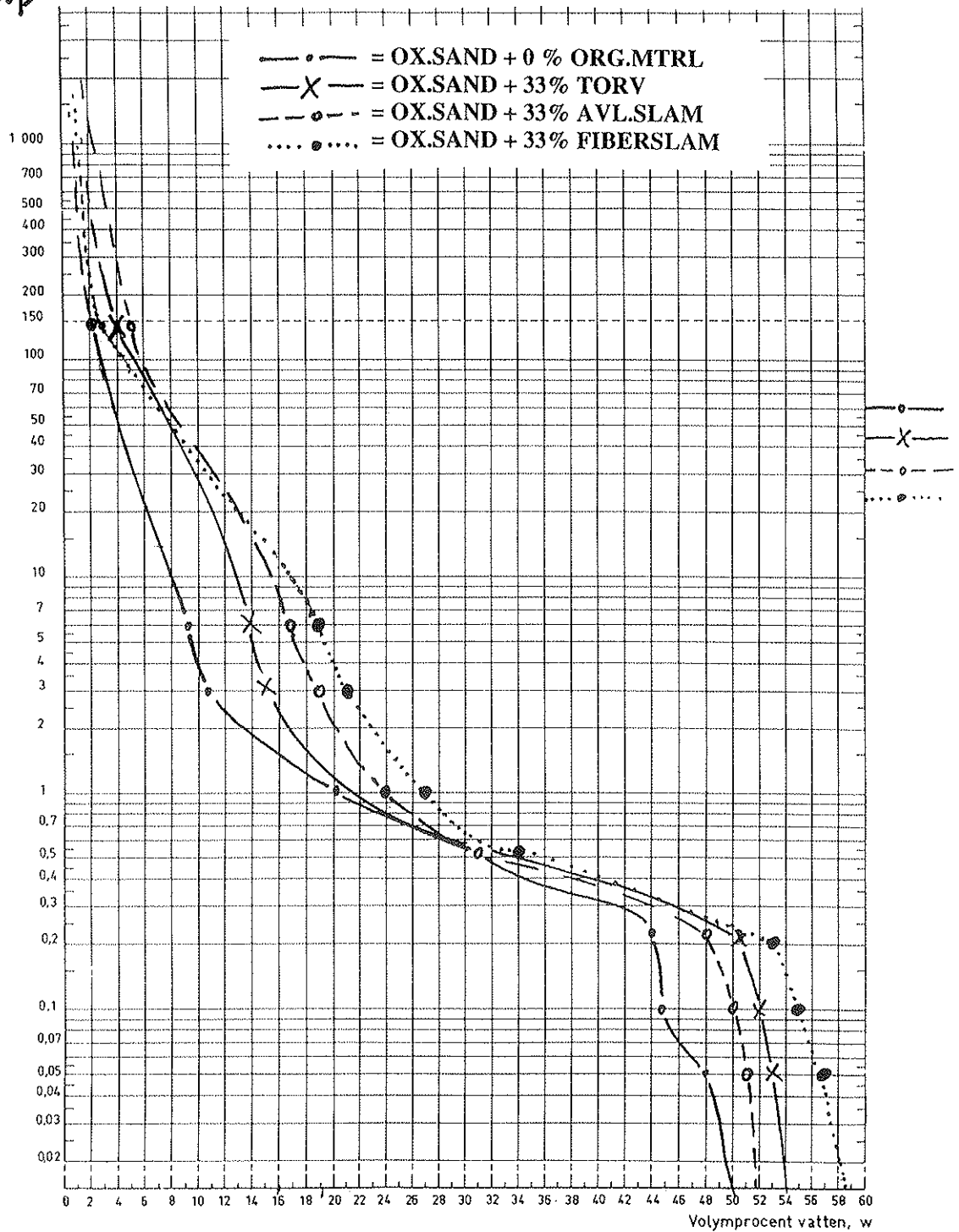
Tabell 7. Sammanställning över fysikaliska data hos provcylindrarna blandade med 0, 16 och 33 volymprocent avloppsslam, torv och fiberslam. Bindningsdiagrammen (figur 8-11) har givit värdena på den totala porositeten. W_t = mängden växttillgängligt vatten. Red = reducerad, ox = oxiderad, m vp = meter vattenpelare

Tillsatt organiskt material (vol%)	Total porositet (%)	Vattenhalt i vol-% vid olika tension, m vp								W_t (%)	Torr skrymdensitet (g/cm ³)
		0,05	0,10	0,2	0,5	1,0	3,0	6,0	150		
<u>Red. sand:</u>											
0	49	48,5	46,2	43,4	38,3	22,9	4,6	2,9	0,6	22	1,54
33 slam	56	55,4	52,6	50,6	38,3	27,5	18,6	16,4	3,7	24	1,25
16 slam	50	49,1	46,5	44,2	32,3	18,6	9,6	7,9	1,9	17	1,34
33 torv	57	56,3	54,4	52,7	49,9	24,9	12,4	11,1	2,4	23	1,14
16 torv	50	48,9	46,4	44,2	35,2	21,0	8,3	7,2	1,1	20	1,37
33 fiber	59	57,6	54,5	52,5	41,9	25,0	17,2	15,4	3,1	22	1,28
16 fiber	54	54,0	50,0	47,8	39,3	20,3	10,6	9,0	1,7	18	1,36
<u>Ox. sand:</u>											
0	50	48,2	45,6	43,9	30,9	19,6	10,8	9,6	2,0	18	1,52
33 slam	52	51,3	50,0	48,0	30,4	24,3	19,3	17,4	4,1	20	1,22
16 slam	50	48,4	46,9	45,2	27,4	20,4	14,1	12,9	2,4	18	1,32
33 torv	54	53,3	52,5	51,3	31,4	23,7	15,5	14,0	5,4	19	1,20
16 torv	51	49,3	48,3	47,3	28,3	20,2	11,9	9,7	2,5	17	1,37
33 fiber	59	56,7	54,9	53,3	34,2	27,0	21,2	18,9	3,1	24	1,20
16 fiber	55	53,8	51,8	49,6	30,4	21,9	14,1	13,0	2,5	18	1,32

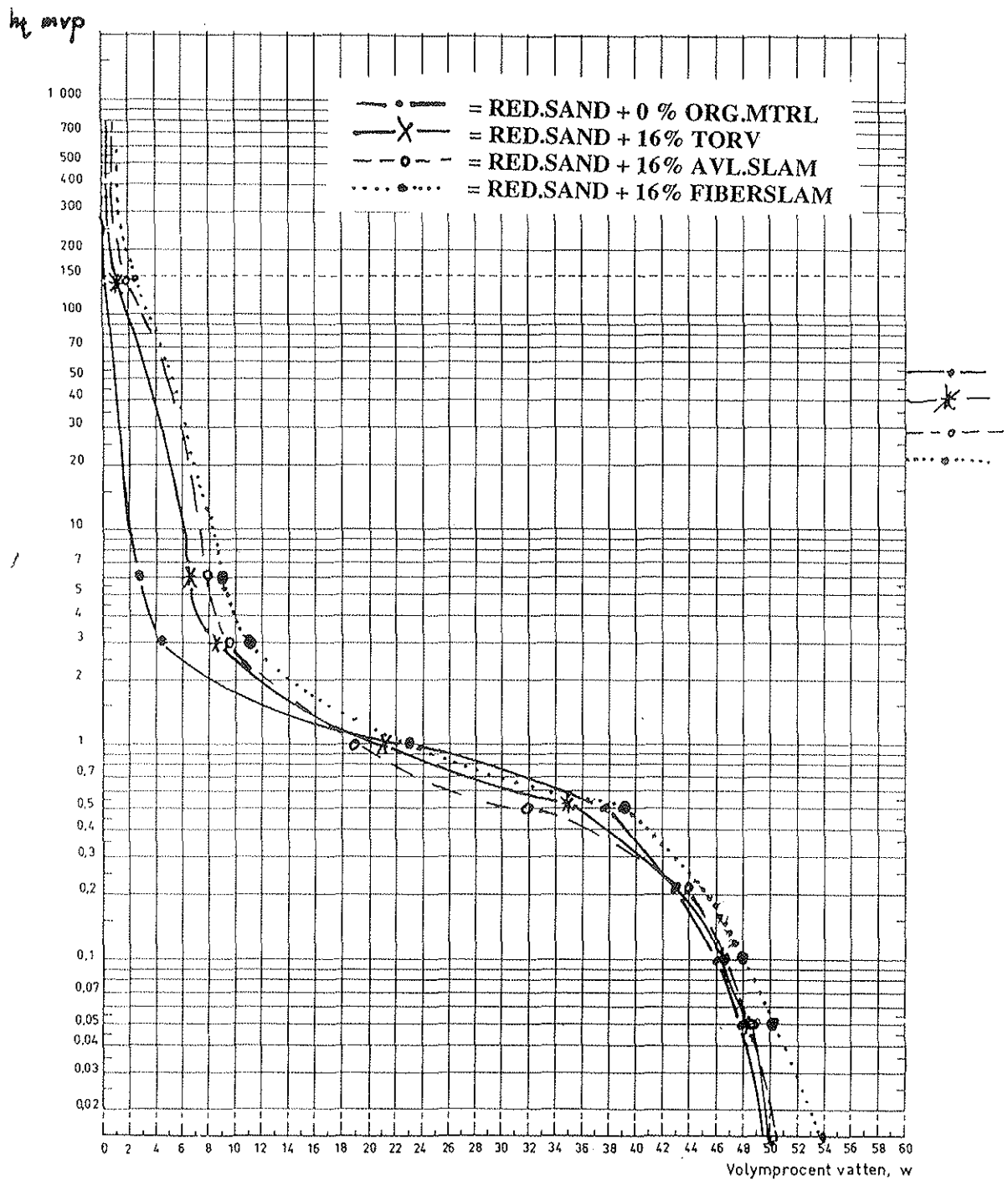


Figur 8. pF-kurvor (bindningskaraktärstiktor) för den reducerade avfallssanden blandad med 0 och 33 volymprocent torv, avloppsslam och fiberslam. h_f = vattenavförande tryck i meter vattenpelare, d_v = ekvivalentpordiameter, pF = tiologaritmen för h_f , w = vattenhalt.

$h_t mvp$

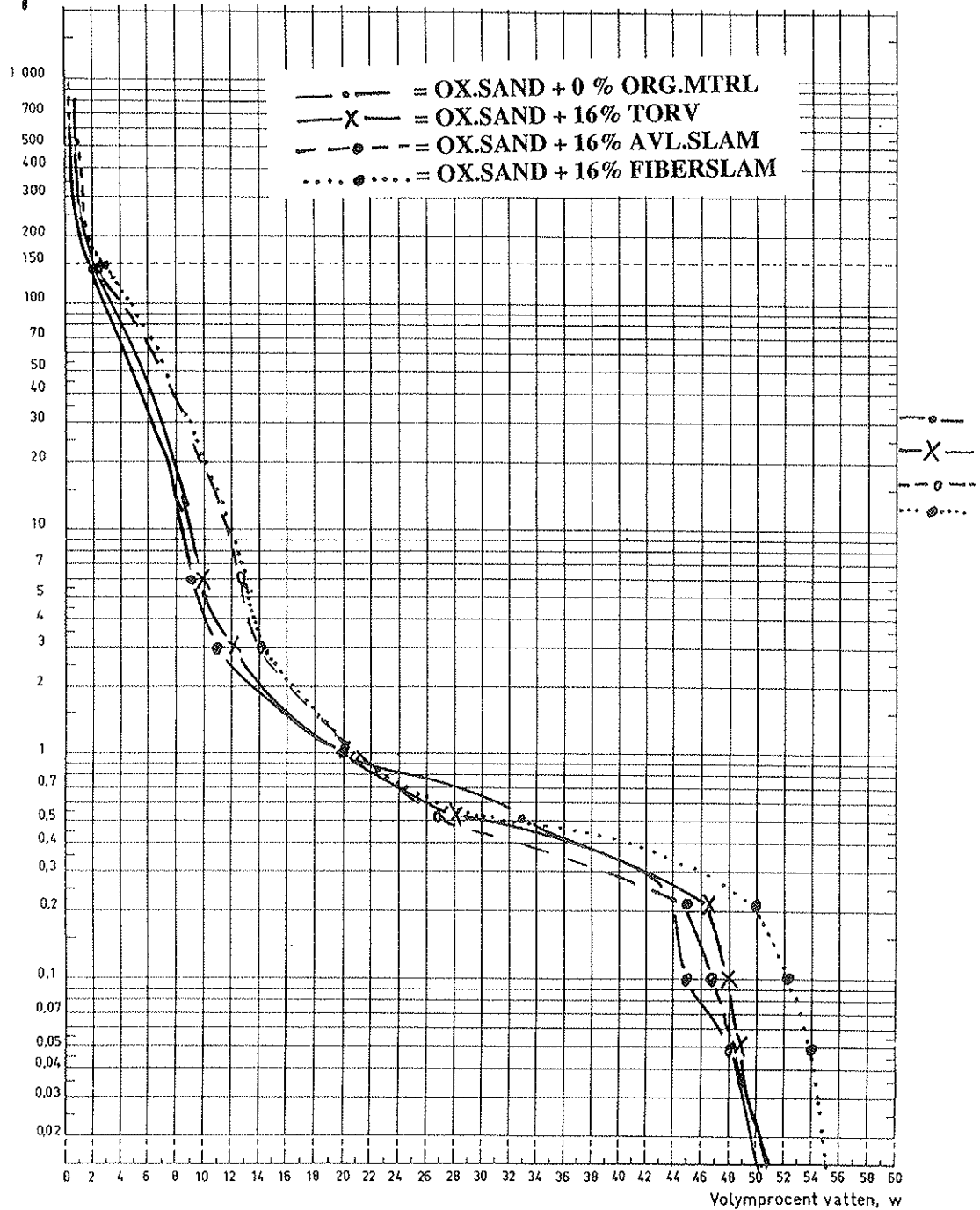


Figur 9. pF-kurvor (bindningskaraktärstiktor) för den oxiderade avfallssanden blandad med 0 och 33 volymprocent torv, avlopsslam och fiberslam. h_t = vattenavförande tryck i meter vattenpelare, d_v = ekvivalentpordiameter, pF = tiologaritmen för h_t , w = vattenhalt.



Figur 10. pF-kurvor (bindningskaraktärstiktor) för den reducerade avfallssanden blandad med 0 och 16 volymprocent torv, avloppsslam och fiberslam. h_1 = vattenavförande tryck i meter vattenpelare, d_v = ekvivalentpordiameter, pF = tiologaritmen för h_1 , w = vattenhalt.

h_t mvp



Figur 11. pF-kurvor (bindningskaraktärstikor) för den oxiderade avfallssanden blandad med 0 och 16 volymprocent torv, avloppsslam och fiberslam. h_t = vattenavförande tryck i meter vattenpelare, d_v = ekvivalentpordiameter, pF = tiologaritmen för h_t , w = vattenhalt.

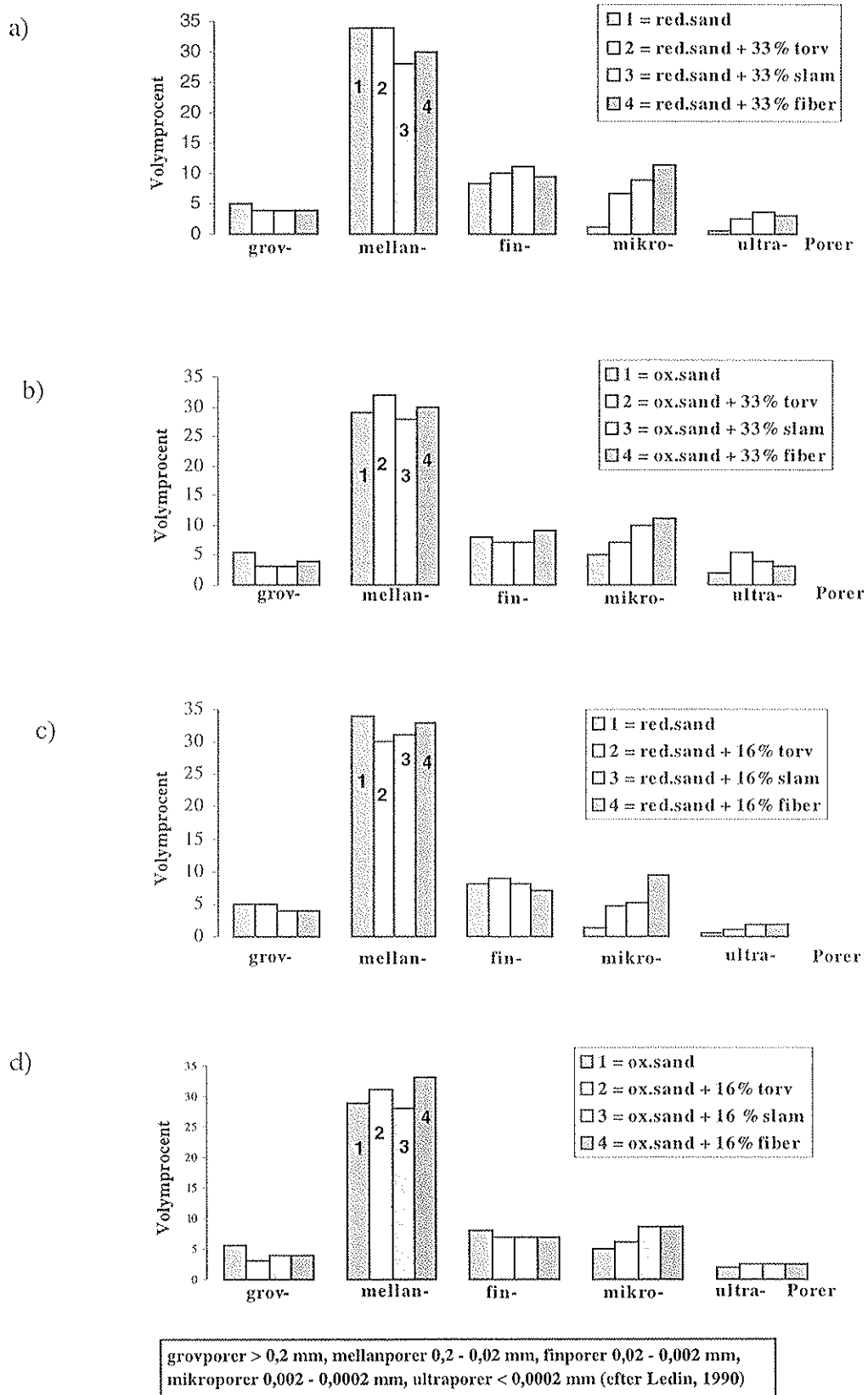


Figure 12 a-d. Sammanställning som visar porstorleksfördelningen i olika blandningar.

5.2.2. pH-förändring i sanden med och utan organiskt material

pH var lägst i den oxiderade sanden utan inblandning av avloppsslam eller fiberslam (tabell 8). I de reducerade sandblandningarna var pH högre än 6,5 utom i torvblandningarna, där pH sjönk från ca 5 till ca 4. Efter två veckor observerades en pH-sänkning i den reducerade sanden utan organiskt material. Den reducerade sanden blandad med basiskt fiberslam hade ett oförändrat pH (ca 8) under hela mätperioden.

Tabell 8. pH-förändring med tiden i lakvattnet från de olika blandningarna. pH uppmättes i lakvattnet från 2 st kärl för varje blandning. I tabellen redovisas medelvärdet för varje blandning. Red = reducerad sand, ox = oxiderad sand

Tillsatt organiskt material (volym%)	pH start	pH efter 2 veckor	pH efter 2 mån.
0 (red)	7,5	5,9	6,0
0 (ox)	2,5	2,4	2,4
Torv 33 (red)	5,4	4,3	4,1
Torv 33 (ox)	2,3	---	---
Torv 16 (red)	5,5	4,0	3,7
Torv 16 (ox)	2,3	---	---
Slam 33 (red)	7,1	6,8	7,5
Slam 33 (ox)	4,0	---	3,8
Slam 16 (red)	7,1	6,6	7,1
Slam 16 (ox)	3,0	---	---
Fiber 33 (red)	8,0	8,2	8,1
Fiber 33 (ox)	7,3	7,4	7,3
Fiber 16 (red)	8,2	8,5	8,0
Fiber 16 (ox)	4,5	4,4	4,4

5.2.3. Grobarhet och tillväxt i kärl

I den oxiderade sanden utan tillsats av avloppsslam eller fiberslam grodde varken rödklöver eller rödsvingel och kornets tillväxt var mycket låg (tabell 9, figur 13 a-c). I den oxiderade sanden blandad med fiberslam var tillväxten högre, i synnerhet i kärnen med 33 volymprocent fiberslam. I den reducerade sanden var både tillväxt och grobarhet betydligt högre än i den oxiderade sanden.

Tillväxten varierade även mellan de reducerade sandblandningarna, i synnerhet vad gäller tillväxten hos korn och klöver. Högst tillväxt uppnåddes i sanden blandad med avloppsslam. Tillväxten var lägre i sanden blandad med torv och fiberslam än i sanden utan tillsats av organiskt material (tabell 9, figur 13 a-c).

Tabell 9. Påverkan på vegetationen i sanden efter inblandning av olika slag och olika mängder av organiskt material. Värdena på den lufttorra biomassan (g) per planta i varje blandning är uttryckta som medelvärdet \pm standardavvikelsen ($n = 4$). Värdena på grobarheten är uttryckta som det totala antalet grodda frön (med det totala antalet sådda frön inom parentes) i 4 st kärl för varje blandning

Tillsatt organiskt material (volym%)	Korn		Rödklöver		Rödsvingel	
	Vikt/planta (g)	Grobarhet (antal)	Vikt/planta (g)	Grobarhet (antal)	Vikt/planta (g)	Grobarhet (antal)
0 (r)	0,591 \pm 0,093	23 (24)	0,011 \pm 0,006	14 (24)	0,003 \pm 0,0008	12 (24)
0 (o)	0,004 \pm 0,001	22 (24)	-----	0 (24)	-----	0 (24)
Torv 33 (r)	0,287 \pm 0,034	23 (24)	0,009 \pm 0,001	23 (24)	0,004 \pm 0,001	16 (24)
Torv 33 (o)	0,003 \pm 0,0005	19 (24)	-----	0 (24)	-----	0 (24)
Torv 16 (r)	0,446 \pm 0,049	23 (24)	0,011 \pm 0,006	18 (25)	0,003 \pm 0,002	10 (24)
Torv 16 (o)	0,002 \pm 0,001	22 (24)	-----	0 (24)	-----	0 (24)
Slam 33 (r)	0,845 \pm 0,112	24 (24)	0,020 \pm 0,003	9 (24)	0,005 \pm 0,002	10 (24)
Slam 33 (o)	0,006 \pm 0,003	24 (24)	-----	0 (24)	0,002	1 (24)
Slam 16 (r)	0,958 \pm 0,053	24 (24)	0,014 \pm 0,002	18 (24)	0,003 \pm 0,002	9 (24)
Slam 16 (o)	0,003 \pm 0,001	23 (24)	-----	0 (24)	-----	0 (24)
Fiber 33 (r)	0,438 \pm 0,049	22 (24)	0,008 \pm 0,002	15 (24)	0,0045 \pm 0,002	14 (24)
Fiber 33 (o)	0,287 \pm 0,065	22 (24)	0,006 \pm 0,0006	4 (24)	0,006 \pm 0,002	4 (24)
Fiber 16 (r)	0,474 \pm 0,07	23 (24)	0,011 \pm 0,009	10 (24)	0,004 \pm 0,002	11 (24)
Fiber 16 (o)	0,103 \pm 0,01	22 (24)	0,003	1 (24)	0,004 \pm 0,003	13 (24)

r = reducerad sand
o = oxiderad sand

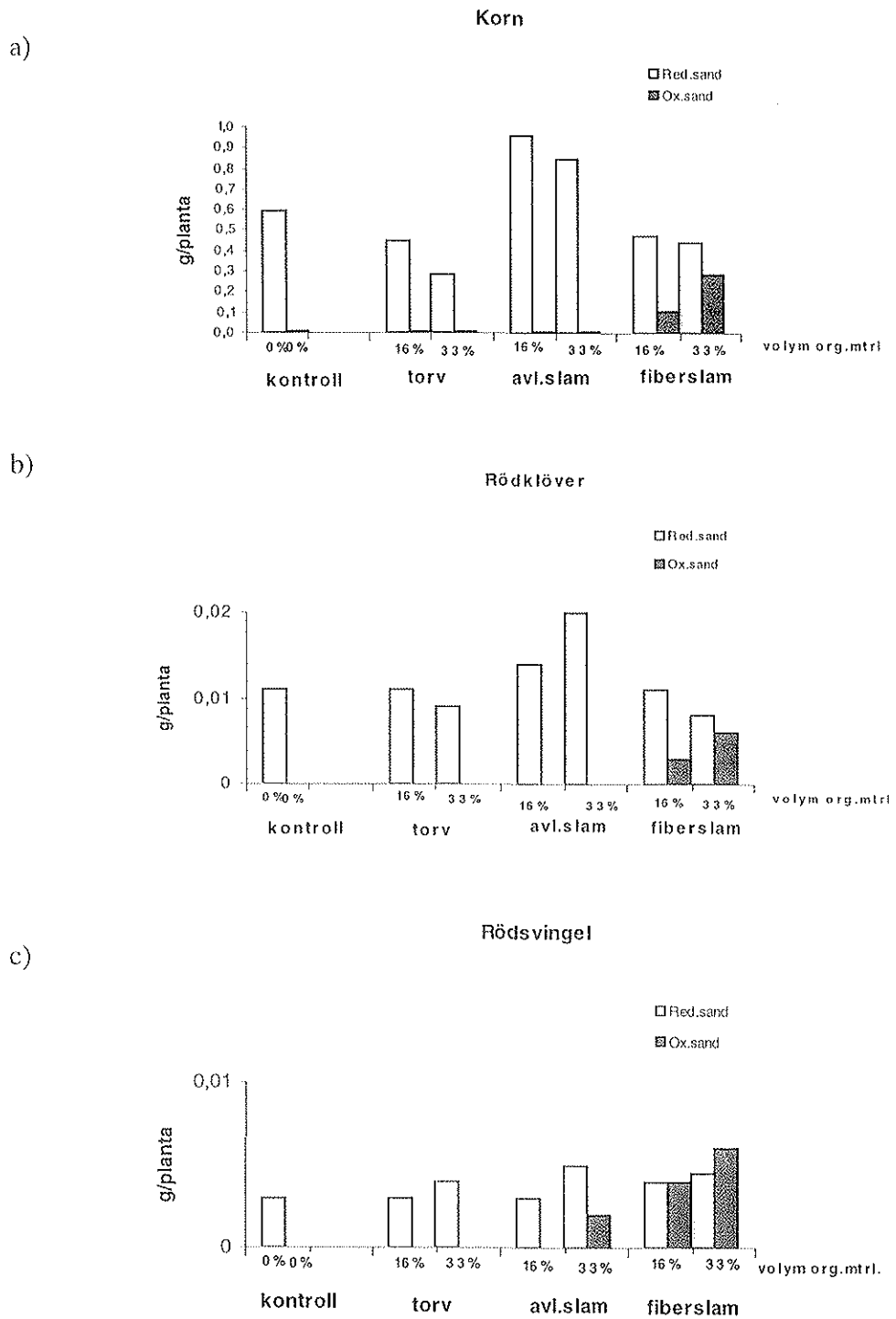
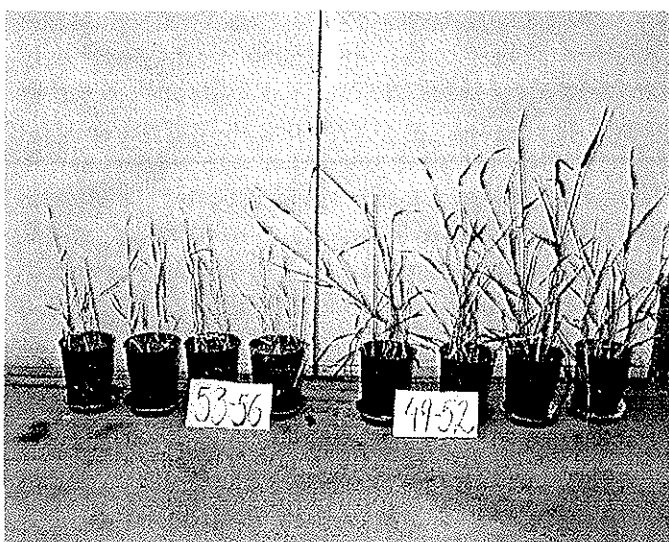


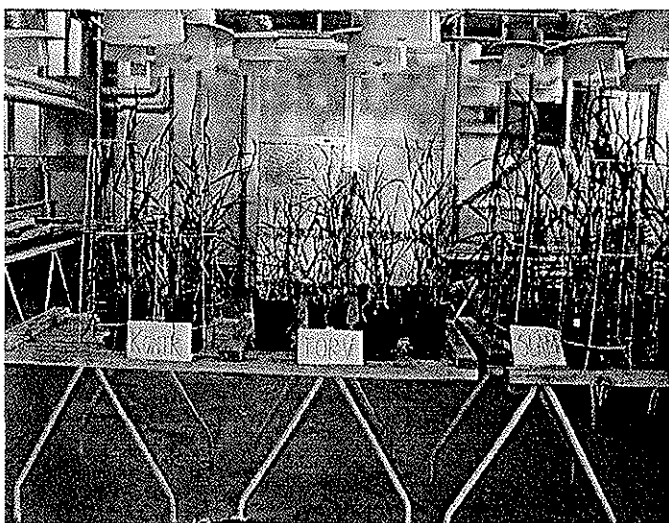
Figure 13 a-c. Sammanställning som visar producerad biomassa (g färskvikt) per planta i olika blandningar.



Figur 14. Kornets tillväxt i reducerad sand utan tillsats av organiskt material (kärlnr 1-4) och kornets tillväxt i reducerad sand blandad med 16 volymprocent fiberslam (kärlnr 49-52).



Figur 15. Kornets tillväxt i oxiderad sand blandad med 16 volymprocent fiberslam (kärlnr 53-56) och kornets tillväxt i reducerad sand blandad med 16 volymprocent fiberslam (kärlnr 49-52).



Figur 16. Kornets tillväxt i reducerad sand utan tillsats av organiskt material (kontrollen längst till vänster), 16 volymprocent torv och 16 volymprocent avloppsslam (längst till höger).

6. DISKUSSION

6.1. Kornstorleksfördelningens inverkan på fysikaliska egenskaper

Avfallssanden bestod av främst grovmo- och sandpartiklar. I grovtexturella jordar beror porstorleksfördelningen på kornstorleksfördelningen, eftersom det vanligtvis inte förekommer aggregat i dessa jordar, vilka genom sin inverkan på strukturen i marken också påverkar porsystemet (Odén, 1957). Mellanporernas dominans över de fina porerna i avfallssanden berodde således främst på den höga halten av grovmo (tabell 4, figur 6 a-d).

Vatten och vind hade dock orsakat en skillnad i kornstorleksfördelning mellan olika platser och mellan olika djup på magasinet (tabell 4). De finare partiklarna hade sedimenterat i ett ca 10 cm tjockt skikt över den grovkornigare sanden. Därför var lerhalten högre i det övre skiktet (0-10 cm). På västra sandmagasinet hade vind- och vattentransport resulterat i ett ca 5 cm tjockt skikt med en hög halt av ler- och mjälapartiklar. Porsystemet varierade därför mellan olika platser. Sanden från den västra delen hade ett finare porsystem och en bättre vattenhållande förmåga än sanden från den östra delen. Vid fältkapaciteten (= 1 m vp) innehöll sanden från västra magasinet ca 18 volymprocent mer vatten än sanden från östra magasinet (tabell 5, figur 3). Det finare porsystemet gav dock den västra sanden en lägre genomsläpplighet för vatten. Sandens hydrauliska konduktivitet var enligt FAO's klassgränser mycket hög på de flesta platser, utom i den mer finkorniga sanden på västra delen av magasinet, samt i den packade sanden på östra delen, där konduktiviteten var måttligt hög (FAO, 1990).

Porsystemet skiljde sig också mellan olika platser på försöksytan (figur 4, figur 6c), vilket kan ha berott på att lerhalten varierade något mellan platserna. De fina partiklarna hade sannolikt transporterats med vinden från den del av försöksytan som gränsar mot magasinet (yta A6 och D6) och samlats längre in på försöksytan, mot skogen (yta D3 och D1, figur 2). Vindarna kan också ha fört med sig ler- och mjälapartiklar från den västra delen av magasinet. På samma sätt som organiskt material bildar lerpartiklar aggregat som ökar andelen fina porer, eftersom porer bildas både i och mellan aggregaten (Brady & Weil, 1996). Lerpartiklarna hade sannolikt bidragit till det finare porsystemet längre in på D-ytan. I kap. 6.2. diskuteras de finare partiklarnas samverkan med järnhydroxider. Aggregatbildningen mellan lerpartiklar och järnhydroxider kan vara anledningen till att porsystemet varierade relativt mycket mellan platserna, trots att lerhalten endast varierade med ett par procent.

Resultaten från mätningarna av det mekaniska motståndet och den hydrauliska konduktiviteten i sanden under hjulspår på den östra delen visade att sandens packning hade påverkats redan efter en maskinkörning (figur 7, tabell 6). Enligt Bennie and Burger (1988) är en välsorterad jord med partiklar i likartade storlekar mest känslig för markpackning, då en sådan kornstorleksfördelning skapar en massiv struktur utan elasticitet. Som exempel ges just grovmojordar, med låg halt av ler och organiskt material.

6.2. Inverkan av järn

6.2.1. Järnsulfidens inverkan på pH

Av malmmineralen i gruvområdet dominerar på vissa ställen pyrit (järnsulfid, FeS_2) (Abrahamsson, 1994). De reaktioner som sker om järnsulfider reagerar med vatten och syre är vätejonbildande processer och leder således till ett lågt pH (kap. 2.3) (Ferguson & Erickson, 1988). Svavelhalten i den sand som transporterades från östra magasinet till försöksytan var ca 4 %. På försöksytan var syretillgången större än på magasinet, varpå sulfiderna oxiderade. Detta ledde till att pH sjönk från 7 till 3 på mindre än två år. Sanden på försöksytan är dock inte representativ för resten av avfallssanden. Analyser visade att svavelhalten varierar mellan olika platser och sannolikt mellan olika djup på magasinet. I den sand som transporterades till försöksytan kan pyriten ha anrikats, p.g.a. att sanden låg nära utsläppskällorna. Syretillgången i sanden på magasinet kommer inte heller att vara lika hög som i sanden på försöksytan, p.g.a. att grundvattennivån kommer att ligga närmare markytan. Det är svårt att förutse vilka pH-förhållanden som slutligen kommer att råda på sandmagasinet, eftersom pH kommer att variera med sandens sulfidhalt, syretillgång och buffringsförmåga. I slutskedet av sanddeponeringen, det sista året av gruvbrytning, kan sulfiderna aktivt skiljas av från sanden och deponeras på särskilt sätt, t.ex. under vatten (Ljungberg, pers.medd., 2000).

6.2.2. Järnutfällningars inverkan på fysikaliska egenskaper

Oxidationen av järnsulfid leder också till att järn fälls ut som järnhydroxider. I mikroskop kunde beläggningar av järnutfällningar runt partiklarna i den oxiderade sanden studeras. Järnhydroxiderna påverkade flera av sandens fysikaliska egenskaper. En jämförelse av sandens porsystem mellan de olika platserna, främst mellan försöksytan och sandmagasinet, visar att sandens porsystem varierade mellan olika platser (figur 3-6). På vissa platser (yta D3, D1 och C3, figur 2) hade järnhydroxiderna cementerat sanden vilket skapade större (mer än 10 cm) cementerade plattlika aggregat. Tidigare har nämnts att porstorleksfördelningen påverkas i hög grad av halten fina partiklar, eftersom dessa bildar aggregat med ett finare porsystem. Samma sak gäller aggregat av järnhydroxider (Brady & Weil, 1996). Den reducerade sanden på östra sandmagasinet, där inga aggregat bildats, hade en sämre vattenhållande förmåga vid undertryck högre än fältkapacitetsgränsen än samtliga oxiderade ytor på försöksytan (tabell 5). Enligt figur 6 c hade oxiderad sand från ytorna D3, D1 och C3 fler porer med en diameter mindre än 0,02 mm än den reducerade sanden på östra magasinet, vilket betyder att utfällningen av järn ledde till en bättre vattenhållande förmåga. I yta D1 hade de cementerade aggregaten bildat ett lika fint porsystem som ler- och mjälapartiklarna på västra sandmagasinet (figur 6 a och c).

Bildningen av cementerade aggregat resulterade också i ett mycket högt mekaniskt motstånd (figur 7). De cementerade aggregaten hade bildats främst på de ytor där någon typ av näringstillägg applicerats (yta C och D). Järnhydroxiderna är komplexbildande kolloider med en mycket hög specifik yta (Brady & Weil, 1996). Troligtvis ökade komplexbildningen vid närvaro av vissa substanser i gödslet och i slammet, t.ex. fosfor.

Graden av aggregatbildning varierade också till viss del med lerhalten. De fina partiklarna med en mycket stor specifik yta bildar lättare kolloider med järnhydroxiderna än de grövre partiklarna (Brady & Weil, 1996). Järnaggregaten påverkade också den totala porositeten. Järnutfällningar täpper igen de intergranulära porerna, vilket reducerar den totala porvolymen (Lin, 1997). Detta kan vara förklaringen till den låga porositeten i yta C3, där järnutfällningarna givit upphov till cementering (figur 4).

Den höga järnhalten i sanden orsakade också en hög kompaktdensitet (ca $3,0 \text{ g/cm}^3$) (tabell 5). Likaså följde genomsläppligheten för vatten graden av oxidering och järnutfällning (tabell 6). Den luckra sanden utan aggregat på östra sandmagasinet hade ett lägre k-värde än det genomsnittliga värdet på försöksytan. Detta kan bero på att sprickor hade bildats mellan aggregaten i sanden på försöksytan. I ruta C3 orsakade dock cementeringen en något lägre infiltrationsförmåga hos den oxiderade sanden.

6.3. Sandens lämplighet som växtplats före inblandning av organiskt material

6.3.1. Vatten- och näringshållande förmåga

Enligt Persson & Ottabong (1994) påverkar den specifika ytan bördigheten, då den relateras till t.ex. vattenretention, vittring och sorption. Ju större fraktion av fina partiklar, desto större specifik yta av sanden kan binda joner och vattenmolekyler (Black, 1968; Persson & Ottabong, 1994). Enligt Black (1968) är betydelsen av kornstorleksfördelningen särskilt stor i brist på nederbörd, då marken själv måste förse växterna med vatten. Texturens påverkan på infiltrationen och evaporationen är då livsavgörande för växterna.

Näringstillförsel är nödvändig för att sandmagasinet över huvud taget skall kunna fungera som växtplats. Detta garanterar dock inte att växternas näringsbehov kommer att tillgodoses till fullo. Sandens lämplighet som växtplats kommer ur närings synpunkt variera med den vatten- och näringshållande förmågan. Även om näring tillförs sanden kan urlakning ge växterna näringsbrist, då grövre partiklar och mellanporer dominerar i avfallssanden. Växtetableringsförsök utförda av Shetron & Duffek (1970) har visat att etableringen varit mest framgångsrik på de platser där de fina partiklarna sedimenterat i ett vatten- och näringshållande skikt. Ur denna aspekt ger den höga halten av fina partiklar hos sanden på den västra delen av magasinet upphov till en lämpligare växtbädd än den grövre sanden på östra magasinet. Enligt porstorleksanalysen innehöll sanden från den västra delen ca 17 % mer växttillgängligt vatten (W_1) än sanden på den östra delen av magasinet (tabell 5).

6.3.2. Försurning och metaller

Markens pH-värde påverkar bl.a. den biologiska aktiviteten, strukturbildningen, näringsutnyttjandet och vittringen (Persson & Ottabong, 1994). Växters tillväxt relateras till pH-värdets samband med lösligheten hos aluminium. På mineraljordar växer de flesta jordbruksgrödor bäst i pH ca 6,5. Rottillväxten hämmas med sjunkande pH och ökad andel av upptagbart aluminium i marken. Då pH-värdet understiger 4,0 överstiger andelen lösligt aluminium 80 %, vilket kan resultera i aluminiumförgiftning (Brenes & Pearson, 1973). Även mangan kan p.g.a. hög löslighet nå toxiska halter i lågt pH (Donahue *et al.*, 1983).

Vid oxidation sjönk sandens pH från 7 till ca 3. Kärlförsöken visade att blandningarnas pH hade störst betydelse för grobarhet och tillväxt hos samtliga grödor. I lakvattnet från kärlen med den oxiderade sanden låg pH i vissa fall under 3,0 och i dessa kärl var grobarheten mycket låg (tabell 8 och 9). I lågt pH mobiliseras tungmetaller (Donahue *et al.*, 1983). Vid en jämförelse med medelvärden för svensk åkermark är tungmetallhalterna i avfallssanden höga (tabell 1) och försurningen utgör således ett allvarligt hot mot avfallssandens lämplighet som växtsubstrat.

6.3.3. Fysikaliska egenskaper

De strukturella porerna, d.v.s. de porer som hänger samman med t.ex. aggregatbildning, är viktiga för växterna då de ofta är större än de texturella porerna och är således lättare för rötterna att tränga igenom. De har också dränerande och luftledande egenskaper i täta jordar (Odén, 1957). Aggregatbildning innebär ofta en större porositet i marken vilket också är gynnsamt för växterna (Brady & Weil, 1996). Grova partiklar som dominerar i sandjordar är däremot inte särskilt gynnsamma, p.g.a. bildningen av enkelkornstruktur och grova porer. Rottillväxten är sämre i jordar med enkelkornstruktur än i aggregerade jordar. Detta bekräftas av studier som visar att i moiga sandjordar når rötterna endast det djup i alven till vilket matjordsmaterialet var inblandat, d.v.s. endast några centimeter ned i denna (Wiklert, 1961). Detta beror såväl på det mekaniska motståndet som på den snabba uttorkning som sker då de grova porerna snabbt dräneras.

I avfallssanden dominerar mellanporerna, som inte innehåller något växttillgängligt vatten vid fältkapacitetsgränsen (= 1 m vp). Där oxidation inträffat har dock järnutfällningarna resulterat i en mer aggregerad sand med en bättre vattenhållande förmåga. Det hela kompliceras av att järnutfällningarna på vissa platser cementerat sanden, vilket försvårar rotframkomligheten och vattentillgången. Det mekaniska motståndet var mycket stort. Enda räddningen för växterna blir då eventuella sprickor mellan de cementerade aggregaten.

Sandens känsligheten för markpackning kan begränsa rotframkomligheten. Då det mekaniska motståndet överstiger det tryck som växternas rötter utövar på markpartiklarna hindras rottillväxten (Bennie & Burger, 1988). Det mekaniska motståndet som uppmättes på vissa platser i sanden kan således utgöra ett stort problem för växternas rötter.

Den kompakta sanden hade dock en bättre vattenhållande förmåga än den luckra sanden. Till skillnad från den oxiderade cementerade sanden var det mekaniska motståndet inte särskilt högt i den reducerade packade sanden. Här kan måttlig packning ha resulterat i enbart en fördelaktig vattenhållande förmåga.

6.4. Det organiska materialets inverkan på sandens fysikaliska egenskaper

I sand orsakar det organiska materialet ett finare porsystem eftersom porerna inne i aggregaten är mycket mindre än de mellan sandpartiklarna (Brady & Weil, 1996). Försöken med Aitiks avfallssand visade att samtliga typer av organiskt material påverkade sandens porstorleksfördelning och totala porvolym (tabell 7, figur 8-12). Graden av påverkan varierade dels mellan avloppsslam, fiberslam och torv, men också mellan olika mängder tillsats av respektive material. Även vilken typ av sand, reducerad eller oxiderad, som använts tycktes ha betydelse.

Avloppsslammets påverkan på porsystem bekräftades redan vid en jämförelse mellan proverna tagna i fält från olika djup i yta D6. Det aggregerande slammet i kombination med järnhydroxiderna hade i det övre markskiktet (0-10 cm) på yta D skapat ett fint porsystem och en hög porositet. De djupare skikten i yta D6 innehöll en lägre halt av organiskt material (se glödförlust, tabell 4) och således minskade fraktionen av fina porer med djupet (figur 6 d). Enligt figur 4 och figur 6 b och c är den totala porositeten, och framför allt andelen fina porer, lägst i ytorna med låg lerhalt och utan slamtillsats (yta A, C och östra delen av sandmagasinet).

En jämförelse mellan de blandningar som tillreddes i laboratorium visar också att det organiska materialets påverkan på porsystemet är betydande (figur 8-12). En minskning av andelen grov- och mellanporer (diameter $>0,02$ mm) och en ökning av andelen finporer (diameter $0,02-0,002$ mm) skulle för växterna ha varit den mest fördelaktiga påverkan av det organiska materialet på avfallssandens porsystem, då den skulle innebära en ökning av mängden lättillgängligt vatten i marken. Rötterna kan gå in i porer med en diameter ned till $0,006$ mm och så länge vatten finns i porer med den storleken är det lätt för växterna att ta upp det. Med hjälp av rothåren kan rötterna tömma ännu mindre porer (diameter $0,002-0,0002$ mm) men vattnet är då mer svårtillgängligt (Ledin, 1990). Försöken visade dock att det var främst andelen mikro- och ultraporer som ökade vid en tillsats av organiskt material och att minskningen av andelen grov- och mellanporer i många fall var försumbar (figur 12). Mikroporerna har en diameter på $0,002-0,0002$ mm och innehåller således växttillgängligt vatten, dock mer svåråtkomligt än finporernas vatten. Ultraporerna har en diameter på mindre än $0,0002$ mm och innehåller inget växttillgängligt vatten (Ledin, 1990). Detta förklarar varför mängden växttillgängligt vatten (W_v) inte ökade nämnvärt vid tillsats av organiskt material, trots dess påverkan på porsystemet (tabell 7).

Anledningen till att antalet mikro- och ultraporer ökade mer än antalet finporer kan vara att det organiska materialet till störst del består av porer $< 0,002$ mm. Minskningen av grov- och mellanporer var mindre än väntat, vilket troligen berodde på att det organiska materialet inte blandats tillräckligt med sandpartiklarna. Porerna mellan sandpartiklarna förelåg således till stor del ostörda. I fält kommer dock förhållandena vara annorlunda, eftersom mikroorganismer och klimatologiska faktorer bidrar till en samverkan mellan det organiska materialet och sandpartiklarna, vilket får till följd att porsystemet förändras med tiden. Anledningen till att avlopps- och fiberslammets inverkan på porsystemet var större än torvens var sannolikt att torven bestod av tunna, trådlika torvfiber som inte påverkade sandens struktur lika mycket som de båda slamtypernas hårda granulära aggregat med mikroporer.

6.5. Det organiska materialets inverkan på vegetationen

6.5.1. Tillväxten i oxiderad och reducerad sand

Växtetableringen i kärlförsöken var mer beroende av pH och näringstillgång än av blandningarnas fysikaliska egenskaper. I jordar med pH under 5 är andelen tillgängligt fosfor i marken endast några få procent. Resten fixeras av hydroxider av järn, aluminium eller mangan. Även då pH är högt (>7,5) sker en immobilisering av fosfor, eftersom kalciumjonerna då bildar svårslösliga kalciumfosfater (Brady & Weil, 1996). Tillväxten i avfallssanden fungerade bra i de kärl där pH var neutralt, t.o.m. i kärnen utan inblandning av organiskt material, men med tillsatt näring (tabell 8 och 9, figur 13 och 14). Detta berodde troligen på att i neutralt pH är andelen lättillgänglig fosfor störst.

I de kärl med oxiderad sand där pH var lägre än 4,0 grodde varken rödklöver eller rödsvingel och kornets tillväxt var mycket låg (tabell 8 och 9, figur 13). I så lågt pH förgiftades troligen växterna av lösligt aluminium och andra metaller (se kap. 6.4.2.) och tillgången på näring spelade således mindre roll i dessa blandningar. I de kärl med oxiderad sand där inblandning av 33 volymprocent basiskt fiberslam höjt pH till ca 7, var tillväxten hos samtliga växter mycket bättre (figur 15). De växte dock inte lika bra som i den reducerade sanden med samma pH. Detta kan bero på att i den oxiderade sanden fanns före inblandningen av fiberslam en hög halt av lösligt aluminium och järn, p.g.a. det låga pH-värdet. Då fiberslammet höjde pH bildades aluminium- och järnhydroxider, som tillsammans med kalciumjonerna i fiberslammet fixerade den tillsatta fosfor, varpå växterna drabbades av fosforbrist. I den reducerade sanden var en stor del av aluminiumet ännu bundet i silikatmineralen och järnet var ännu bundet pyriten. Fosfor förelåg således mer växttillgänglig i dessa blandningar (Öborn, pers. medd., 1999).

6.5.2. Tillväxten i de olika blandningarna

Även vid en jämförelse av växtligheten i olika blandningar med reducerad sand ges att betydelsen av lättillgänglig näring är mycket stor. Trots att samma mängd näring tillsattes samtliga kärl och pH var högre än 4,0 i alla reducerade sandblandningar varierade tillväxten dem emellan (figur 13 och 16). Variationen i växtlighet berodde återigen på pH, som varierade mellan de reducerade sandblandningarna, även om variationen inte var lika stor som mellan den reducerade och den oxiderade sanden (tabell 8).

Skillnaderna i tillväxt mellan de olika blandningarna berodde också på att förhållandet mellan kol och kväve varierade (kap. 3.2). En alltför hög kol-kväve-kvot orsakade sannolikt kvävebrist hos växterna, då en ökning sker av de mikroorganismer som immobiliserar näringen (Brady & Weil, 1996). Detta gjorde att tillgången på kväve var sämre i vissa blandningar med hög kol-kväve-kvot än i den rena sanden utan organiskt material, men med tillsatt näring. I det följande diskuteras påverkan av vart och ett av de organiska materialen.

Avloppsslam

På försöksytan i Aitik var växtetableringen mest lyckad där avloppsslam hade tillsatts (Kofoed, 1999). Kärlförsöken visade att inblandning av slam lett till en pH-höjning i den oxiderade sura sanden (tabell 8), vilket till viss del förklarade resultaten i Aitik. I kärlförsökens blandningar av avloppsslam och reducerad sand låg pH över 7, vilket resulterade i en god näringstillgång och normal tillväxt av kornet (tabell 9, figur 13 a och 16). pH-värdets betydelse var markant. Den goda tillväxten i avloppsslammet berodde också på att balansen mellan tillgängligt kol och kväve tycktes vara god. Kvävet var lättillgängligt eftersom det till viss del förekom som ammonium (tabell 2, bilaga 2). I kärnen med oxiderad sand var dock avloppsslammets pH-höjning inte tillräcklig. Kornet överlevde förvisso i kärnen med högst slamtillsats (33 volymsprocent), men tillväxten avstannade vid ca 5 cm. Övriga växter grodde inte över huvud taget.

Torv

Av de reducerade sandblandningarna var tillväxten sämst i sanden blandad med torv (tabell 9, figur 13 och 16). pH var lägst i torvblandningen och låg t.o.m. strax under 4,0 efter två månader, vilket kan ha påverkat tillväxten (tabell 9). Tillväxten var dock bättre i blandningarna med torv och reducerad sand än i den oxiderade sanden blandad med 16 % fiberslam, trots att de olika blandningarna hade samma pH. En förklaring kan vara att torven binder aluminiumet mer effektivt än fiberslammet, varför fosfor inte fixerades i lika stor utsträckning som i den oxiderade sanden blandad med fiberslam. Eftersom oxidationsprocesserna inte gått lika långt som i den oxiderade sanden, var sannolikt inte heller halterna av fosforfixerande aluminium- och järnhydroxider lika höga (Öborn, pers.medd., 1999). Den dåliga tillväxten kan också ha berott på torvblandningens höga kol-kväve-kvot (tabell 2), vilket resulterade i en immobilisering av kvävet.

Fiberslam

Resultat från kärlförsök i Garpenberg har visat att fiberslam fungerar bra som växtsubstrat (Gyldberg, Hellman, pers.medd., 1999). Försöken med Aitik's avfallssand visade dock att ur växtnäringssynpunkt tycks fiberslammet vara mindre lämpligt. I blandningarna med fiberslam var tillväxten hos främst korn och klöver relativt klen och bristsymptomen allvarliga, i synnerhet vid en jämförelse med blandningarna av avloppsslam (tabell 9, figur 13 a och b). Enligt tidigare studier på fiberslammets påverkan på vegetationen är det slammets höga kol-kväve-kvot som orsakar näringsbrist hos växterna (Zibilske, 1987; Phillips *et al.*, 1997). Kvävehalten i det fiberslam som användes i försöken var enligt de kemiska analyserna mycket låg (bilaga 3), vilket gav slammets en kol-kväve-kvot på över 300 (tabell 2). Det är därför sannolikt att en hög mikrobiologisk aktivitet konkurrerade med växterna om det tillsatta kvävet. Kvävebristen hade troligen kunnat förebyggas genom att tillsätta mer kväve. I kärlförsöken tillsattes endast den mängd kväve som var tillräcklig för växternas överlevnad. Tillväxten var bättre då endast 16 volymprocent fiberslam hade tillsatts. Detta stämmer överens med tidigare studier av fiberslammets påverkan, som hävdar att då en alltför stor mängd slam tillsätts koncentreras de kvävefattiga och svårnedbrytbara kolföreningarna i slammets (bl.a. lignin), vilket får till följd att mineralisering av näringen hämmas och växtligheten reduceras (Zibilske, 1987).

Även fosforbrist kan ha varit ett problem för växterna. Fiberslammet innehöll CaO, varför fosfor sannolikt fixerades till svårösliga kalciumfosfater i fiberslamblandningens höga pH.

Materialets roll som pH-höjare var mycket betydelsefull. Detta kunde konstateras vid en jämförelse av grobarhet och tillväxt mellan kärnen med den sura oxiderade sanden (tabell 9). pH i lakvattnet från blandningarna med 33 % fiberslam var neutralt, medan pH i övriga blandningar av oxiderad sand låg mellan 2,0 och 4,0 (tabell 8). Detta resulterade i att i den oxiderade sanden var tillväxten bäst där 33 % fiberslam hade blandats i sanden.

6.5.3. Jämförelse mellan korn, rödklöver och rödsvingel

Kornet växte snabbare än rödsvingel och rödklöver i samtliga kärl. Dess rotsystem bredde ut sig över hela kärlet efter en relativt kort tid. Detta visar att vid optimala klimatologiska förhållanden skyddar det snabbväxande kornet de mer långsamt växande bottengrödorna mot vind- och vattenerosion. Framför allt var kornets grobarhet högre än grobarheten hos de övriga växterna (tabell 9). Denna kornsort var således relativt tolerant mot lågt pH. Det odlingssystem som tillämpats i kärlförsöken, med gräs- och baljväxter blandade med en skyddsgröda, fungerade bra under optimala klimat-, pH-, och näringsförhållanden. Tillväxten var sämre i de kärl där pH-värdet eller näringsbalansen inte var optimal. I synnerhet varierade tillväxten av korn och klöver mellan de olika blandningarna (figur 13). Risken är stor att de kommer ha svårt att etablera ett tillräckligt djupt och starkt rotsystem och därför växa trögt på Aitiks sandmagasin. Vid den slutliga etableringen är dock växternas överlevnad viktigare än mängden producerad biomassa. Tillväxten hos t.ex. korn kommer inte att vara optimal under de svåra förhållanden som råder på magasinet, men kärlförsöken har visat att det finns en chans för kornet att överleva, trots magra och sura förhållanden.

7. SLUTSATSER

Grovmo utgjorde den största andelen av kornstorleksfraktionerna i Aitiks avfallssand, vilket medförde att mellanporer dominerade porsystemet. Detta innebär att sandens vattenhållande förmåga inte var särskilt god, eftersom mellanporer lätt töms då sanden dräneras. På västra sidan av magasinet hade dock ler- och mjälapartiklar sedimenterat i ett skikt över grovmon. Det finkorniga skiktet gav sanden ett finare porsystem med lägre infiltrationsförmåga, men med en högre vattenhållande kapacitet och en större mängd växttillgängligt vatten. Sandens känslighet för markpackning som observerades i fält berodde på att sammansättningen av partiklar i likartad storlek gav sanden en massiv struktur utan elasticitet. Cementeringen i sanden på försöksytan, som orsakats av att järnet fällts ut i hydroxider vid närvaro av syre, påverkade porstorleksfördelningen, då järnaggregaten skapade ett finare porsystem.

I växthus fungerade den ovittrade avfallssanden bra som växtsubstrat för både gräs, baljväxter och sädeslag, även före inblandning av organiskt material. Situationen kommer dock att vara annorlunda i fält. Vid brist på nederbörd torkar sanden fort ut, p.g.a. den låga vattenhållande förmågan. På de ställen där svavel- och syrehalten är hög och buffringsförmågan är låg föreligger en risk för att vittring av sanden leder till försurning.

Inblandning av organiskt material förbättrar sandens fysikaliska egenskaper. Försöken visade att det organiska materialet gav sanden en bättre vatten- och näringshållande förmåga, eftersom det skapade ett finare porsystem. Mängden lättillgängligt vatten för växterna ökade dock inte nämnvärt vid en tillsats av organiskt material, eftersom det främst var andelen mikro- och ultraporer som ökade. Av de tre föreslagna typerna av organiskt material som analyserades på laboratorium och i växthus var vitmossetorv det material som fungerade sämst som jordförbättringsmedel. Torven hade minst påverkan på porstorleksfördelningen och tillväxten var sämst i torvblandningarna, troligen p.g.a. torvens låga pH och näringsinnehåll. Användandet av avfallsslam, såsom avloppsslam eller avfall från pappersbruk (s.k. fiberslam) är således bättre ur både ekonomisk, ekologisk och fysikalisk synpunkt. Användning av organiskt avfall på magasinet ger samhället ett alternativ till dyr deponering och förbränning av avfallet. Fiberslam ökar sandens totala porositet och har en buffrande effekt på sanden, vilket är önskvärt med tanke på risken för försurning. Avloppsslammet är det bästa växtsubstratet ur näringsynpunkt, då det innehåller mycket kväve och fosfor.

8. FRAMTIDA STUDIER

I det följande redovisas pågående och framtida analyser och försök som är betydelsefulla för den slutgiltiga restaureringen av sandmagasinet i Aitik.

1) Värdering av materialets representativitet i provytor och labprover. Enligt Boliden pågår detta i samråd med myndigheterna.

2) Fortsatta analyser av sanden:

- *Svavelhalter*. Undersöka hur svavelhalten varierar mellan olika platser på magasinet. Analyser pågår av prover från flera olika platser, insamlade av Boliden.
- *Oxidationsprocesser*. Vittringsförsök, utförda av Boliden, har pågått med avfallssand från Aitik under flera års tid. I dessa försök har ännu inget prov med representativ svavelhalt genererat sura laklösningar. I det framtida arbetet bör undersökningen av pH-förändringen med tiden att fortsätta. Anledningen till att pH minskade i sanden på försöksytan, men inte i vittringsförsöken, bör fastställas. Bland annat kan de prover som använts i vittringsförsöken analyseras mineralogiskt för att undersöka hur stor del av svavlet som oxiderat. Vilka naturliga buffringsprocesser som sker i sanden bör också utredas.
- *Tungmetaller*. Fastställa risken för förorenat lakvatten.

3) Fortsatt planering av växtetableringen:

- *Jordförbättring*. Fortsätta att utreda olika jordförbättringsmetoder. Testa flera olika jordförbättringsmedel i fältförsöken såsom fiberslam och kalk. Utreda olika metoder för hur kalken ska tillsättas. Kostnadsanalys.
- *Växtval*. Fortsätta att testa anpassningsförmågan hos olika växtarter på försöksytorna i fält, för att komma fram till vilka sorter som är lämpligast.
- *Tungmetallupptag*. Mätning av tungmetallhalter i växter som växt i olika blandningar av avfallssand och organiskt material med varierande pH.
- *Jordbearbetning*. Utvärdera olika förberedelser för sådd och plantering (dränering, gödsling, kalkning, tillsats av organiskt material, harvning etc). Ta reda på mängderna av de olika tillsatserna.

4) Analysera olika restaureringsalternativ.

Det finns flera svårigheter med att etablera en vegetation på sandmagasinet. I Aitik råder svåra odlingsförhållanden p.g.a. det kalla klimatet. En växtetablering påverkar inte en eventuell vittring och försurning och jordförbättringen av avfallssanden försvåras av att sandmagasinet breder ut sig över ett område på mer än 1000 ha. Eventuellt finns lämpligare åtgärder att vidta för att restaurera gruvområdet. Det är därför viktigt att kritiskt studera olika metoder för att hitta det mest hållbara alternativet till restaurering.

Att en begränsning av magasinets utbredning skulle underlätta växtetableringen bör beaktas i det framtida efterbehandlingsarbetet. Bland annat kan man överväga att lägga större delar av sandmagasinet under vatten.

Min förhoppning är att detta arbete har bidragit till en bättre förståelse för hur avfallssanden fungerar i olika sammanhang och att detta underlättar det framtida arbetet med återställandet av sandmagasinet i Aitik.

9. TACKORD

Jag vill tacka gruvbolaget Boliden Mineral AB i Aitik och min handledare Stig Ledin, för att ha tagit initiativet till detta examensarbete. Tack Stig, för att du har visat tålamod, förtroende och uppskattning under arbetets gång och för att du alltid får mig på gott humör!

Jag vill också tacka er som hjälpt mig med det praktiska arbetet. Ingmar Messing har tålmodigt hjälpt mig med förberedelserna inför fältarbetet, samt givit mig konstruktiva synpunkter på mitt arbete. Josefin Kofoed och Stig Ledin har varit ett trevligt sällskap i fältarbetet. Christina Öhman, Lave Persson, John Löfkvist, Urban Svantesson och Andreas Trautner har varit till stor hjälp i laborationsarbetet. Pär Hillström och Erasmus Ottabong har givit goda råd i växthuset. Ragnar Persson har hjälpt mig med datorn och fotograferingen. Tack Bengt Gyldberg och Henrik Hellman, för att ni gjorde mitt besök i Garpenberg mycket givande och intressant.

Jag tackar varmt för allt vänligt bemötande från alla trevliga människor på Avdelningarna för jordbearbetning och hydroteknik, samt på Avdelningen för markkemi och jordmånslära. Tack också till rumskamrat Pär Wennman för trevligt sällskap vid datorn, vilket förgyllde skrivarbetet.

Jag vill också tacka Gustaf, som har givit mig uppmuntran, styrka och motivation under arbetets gång.

10. REFERENSLISTA

Litteratur:

- Abrahamsson, S. 1994. Om mineralogin i Aitik, Gällivare. Rapport G521. Golder geosystem AB.
- Alexandersson, H., Karlström C. & Larsson-McCann, S. 1991. Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90. Rapport nr 81, SMHI, Norrköping.
- Andersson, S., & Wiklert, P. 1972. Markfysikaliska undersökningar i odlad jord. *Grundförbättring*. Vol. 25. No 2-3. 53-143.
- Bengtsson, A. & Larsson, R. 1990. *Växtodling 2. Växterna*. Red. Hammar, O. LTs förlag. Stockholm. 21-23, 58-60, 66-67.
- Bennie, A.T.P. & Burger, R. du T. 1988. Penetration resistance of fine sandy apedal soils as affected by relative bulk density, water content and texture. *South African Journal of Plant and Soil*. Vol 5. No 1. 5-10.
- Bergholm, J. & Steen, E. 1989. Vegetation establishment on a deposit of zinc mine wastes. *Environmental Pollution*. No 56. 127-144.
- Berglund, K. 1996. Cultivated organic soils in Sweden: properties and amelioration. Ph D Thesis. Department of Soil Sciences. Reports and Dissertations 28. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Black, C.A. 1968. *Soil-plant relationships*. Second edition. John Wiley & sons. USA. 311-355.
- Borgegård, S-O. & Rydin, H. 1989. Utilization of waste products and inorganic fertilizer in the restoration of iron-mine tailings. *Journal of Applied Ecology*. No 26. 1083-1088.
- Bradshaw, A.D. & Chadwick, M.J. 1980. *The restoration of land*. The Pitman Press. Great Britain. 10-21, 73-103.
- Brady, K.S., Bigham J.M., Jaynes, W.F. & Logan, T.J. 1986. Influence of sulfate on Fe-oxide formation: comparison with a stream receiving acid mine drainage. *Clays and Clay Minerals*. Vol.34. No 3. 266-274.
- Brady, N.C. 1974. *The nature and properties of soils*. 8th edition. Macmillan Publishing Company. New York. 358-371.
- Brady, N.C. & Weil, R.R. 1996. *The nature and properties of soils*. Eleventh edition. Prenticehall international. New Jersey. 115, 129, 168, 372-376, 463-471.
- Brenes, A. & Pearson, R.W. 1973. Root responses of three Gramineae species to soil acidity in an Oxisol and an Ultisol. *Soil science*, 116. 295-302.
- Chong, C. & Cline, R.A. 1993. Response of four ornamental shrubs to container substrate amended with two sources of raw paper mill sludge. *Horticultural Science* 28. 807-809.
- Donahue, R.L., Miller, R.W. & Shickluna J.C. 1983. *Soils, an introduction to soils and plant growth*. Fifth edition. Prentice hall. USA. 107-108.
- Eriksson, J., Andersson, A. & Wenblad, A. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Naturvårdsverket. Rapport 4759. Naturvårdsverkets förlag. Solna.
- Ernst, W.H.O. 1988. Response of plants and vegetation to mine tailings and dredged materials, in *Chemistry and biology of solid treatment of dredged material and mine tailings*. Salomons, W. & Förstner, U. Springer verlag. Berlin-Heidelberg. 55-69.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1990. *Soil Resources*. Third edition. Management and Conservation Service, Land and Water Development Division. FAO. Rome.
- Ferguson, K.D. & Erickson, P.M. 1988. Pre-mine prediction of acid mine drainage, in *Chemistry and biology of solid treatment of dredged material and mine tailings*. Salomons, W. & Förstner, U. Springer verlag. Berlin-Heidelberg. 26-30.

- Hansson, K-A. 1990. *Växtodling 2. Växterna*. Red. Hammar, O. Lts förlag, Stockholm. 116-117.
- Hårsmar, P-O. 1990. *Växtodling 1. Marken*. Red. Hammar, O. Lts förlag, Stockholm. 28-43.
- Jansson, S.L. 1963. Vad är humus? *Jord-Gröda-Djur*. LTs förlag. 59-72.
- Jauhiainen, E. 1976. *Norden i text och kartor*. Red.W:son Ahlmann, H. Kartografiska institutet. Generalstabens Litografiska Anstalts Förlag. Stockholm. 24-25.
- Kalliola, R. 1976. *Norden i text och kartor*. Red.W:son Ahlmann, H. Kartografiska institutet. Generalstabens Litografiska Anstalts Förlag. Stockholm. 30-31.
- Kempe, G. & von Segelbaden, G. 1990. *Skogen*. Red. Nilsson, N-E. Bokförlaget Bra böcker. Italien.
- Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A. & Pacelli, R.R. 1981. Biogeochemistry of acid mine drainag and a method to control acid formation. *Min Eng. Vol 33*. No 3. 300-305.
- Kofoed, J. 1999. Växtetableringsförsök i Aitik's avfallssand. Rapport för Boliden Mineral AB.
- Källander, I. 1989. *Jordbruksbok för alternativodlare*. LTs förlag. Borås. 142, 144-148.
- Ledin, S. 1990. *Växtodling 1. Marken*. Red. Hammar, O. LTs förlag. Stockholm. 67-75.
- Ledin, S. 1996. Etablering av vegetation på sandmagasinet och på gråbergssupplagen vid Aitik, Gällivare. Försöksplan. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Ledin, S. 1999. Växtetablering på störda marker - särskilt på deponier för gruvavfall. Naturvårdsverket. Rapport 5026. Naturvårdsverkets förlag. Stockholm.
- Liljequist, H. 1975. *Jordens klimat*. Generalstabens Litografiska Anstalt. Stockholm. 50-54.
- Lin, Z. 1997. Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden. *Science of the total environment. Vol 198*. No 1. 13-31.
- Lotse, E.G. 1981. *Soil mineralogy, experimental techniques*. Dep. of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Lundgren, D.G. & Dean, W. 1979. Biogeochemistry of iron in Trudinger PA, Swaine. *Studies in environmental impact*. 211-251.
- McLaughlin, B.E. & Crowder, A.A. 1988. The distribution of *Agrostis gigantea* and *Poa pratensis* in relation to some environmental factors on a mine-tailings area at Copper Cliff, Ontario. *Canadian journal of Botany. Vo 66*. No 11. 2317-2322.
- Mitchell, E.C. & Richards, N.A. 1981. Encouraging indigenous woody plant coloniziation on iron mine tailings in New York. Proceedings of the fifth Annual Meeting, Canadian Land Reclamation Ass. 56-68.
- Naturvårdsverket. 1990. Slam från kommunala avloppsreningsverk. Allmänna råd 90:13. Naturvårdsverkets Förlag. Stockholm.
- Naturvårdsverket. 1996. Flöden av organiskt avfall. Rapport 4611. Naturvårdsverkets Förlag. Stockholm.
- Odén, S. 1957. Förslag till klassifikation av markens porer. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift 96*. 297-313.
- Persson, J. & Ottabong, E. 1994. Markens bördighet. Vad är bördighet och hur påverkas den? Forsknings- och utvecklingsavdelningen. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Phillips, V.A., Kirkpatrick, N., Scotford, I.M., White, R.P. & Burton, R.G.O. 1997. The use of paper-mill sludges on agricultural land. *Bioresource Technology 60*. 73-80.
- Ries, A. 1998. Vegetation tests - June 98. Boliden mineral AB.
- Selander, S. 1957. *Det levande landskapet i Sverige*. Nytryck 1987 av andra upplagan från 1957. Bokskogen. Göteborg. 268-272.
- Shetron, S.G. & Duffek, R. 1970. Establishing vegetation on iron mine tailings. *Journal of Soil and Water Conservation*, no 25. 227-230.
- Smith, R.A.H. & Bradshaw, A.D. 1979. The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metalliferous wastes. *Journal of Applied Ecology*. No 16. 595-612.
- Togamana, C., Jordan, M.A., Phillips, C.V. & Mc Guinness, S. 1998. Enhanced release of Fe from mine wastes receiving acid pulse. Tailings and Mine waste '98. Rotterdam. 549-559.

- van Reeuwijk, L.P. 1993. *Procedures for soil analysis*. Fourth edition. International soil reference and information centre. Wageningen. The Netherlands.
- Vasconcelos, E. & Cabral, F. 1993. Use and environmental implications of pulp-mill sludge as an organic fertilizer. *Environmental Pollution* 80. 159-162.
- Wiklert, P. 1961. Om sambandet mellan markstruktur, rotutveckling och upptorkningsförlopp. *Grundförbättring*. Vol 4. No 14. 221-239.
- Zibilske, L.M. 1987. Dynamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition. *Soil science* 143. 26-33.

Personliga meddelanden:

- Gyldberg, Bengt. 1999. Jägmästare. Högskolan i Dalarna. Garpenberg.
- Hellman, Henrik. 1999. Hydrogeolog. Miljösamordnare. Boliden Garpenberg.
- Ljungberg, Johan. 2000. Geokemist. Bolidens miljöstab. Skellefteå.
- Persson, Lave. 1999. Univ. adjunkt. Inst. för markvetenskap. SLU. Uppsala.
- Öborn, Ingrid. 1999. Forskarassistent. Agr D. Inst. för markvetenskap. SLU. Uppsala.

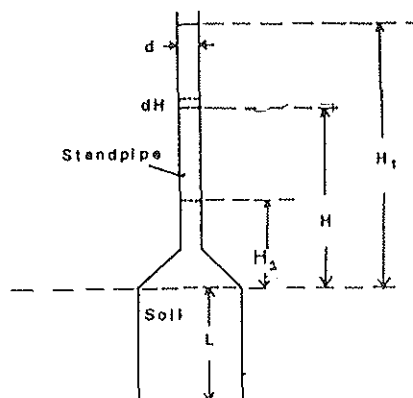
Internet:

Boliden, 1999: <http://www.boliden.se/mining-sweden.htm> (14/10/99)

Naturvårdsverket, 1999: <http://www.environ.se/dokument/lagar/bedground/foromr/fordok/niveue.htm> (30/11/99)

BILAGA 1: Infiltrometermetoden

"Infiltrometermetoden" (Velocity permeameter)



Beräkning av den mättade genomsläppligheten för vatten (k).

Teori som för laboriemetod att bestämma k med variabel tryckhöjd (Klute, 1986). Med en tryckhöjdsskillnad $H+L$ över provet kommer volymen vatten dV som passerar genom provet på tiden dt att ges av:

$$dV/dt = -k A ((H+L)/L)$$

där $dV = a dH$ ($a =$ tvärsnittsarea i ståndröret och A är provcylinderns tvärsnittsarea). Integrering mellan t_1, H_1 och t_2, H_2 ger:

$$k = (aL/At) \ln ((H_1+L)/(H_2+L))$$

Utförande

1. Gräv en grop.
2. Plana av en yta på önskad nivå.
3. Slå ned jordcylindern
4. Mät sjunkhastigheten 4-6 gånger genom att bestämma H_1, H_2 och t .
5. Jämför värdena för sjunkhastighet och beräkna k enligt ekvationen ovan när fältmättnad i cylindern anses uppnådd.

Litteratur

Klute, A. (editor). 1986. Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. Agronomy 9: 700-701.

Merva, G.E. odaterad. The velocity permeameter technique for rapid determination of hydraulic conductivity in situ. Michigan State University, East Lansing; MI 48823

Savalainen, J. 1985. Ny metod att bestämma genomsläpplighet i torvjord och andra odlingar. NJF-seminar nr. 82 på Maere land-bruksskole i Sparbu, Norge, 5-7 Augusti 1985.

Källa: Messing, Ingmar. 1999. Institutionen för markvetenskap. SLU.

BILAGA 2: Kemiska analyser på avloppsslam

KUNGSÄNGSVERKET

UPPSALA

Månadsprov på avloppsslam

		jun-98	Kommentar
pH		7,8	
TS	%	30,2	
Gf	g/kgTS	640	
NH ₄ -N	g/kgTS	8,2	
Tot-N	g/kgTS	45	
Tot-P	g/kgTS	33	
Pb	mg/kgTS	23	100 Gränsvärde
Cd	mg/kgTS	0,97	2 Gränsvärde
Co	mg/kgTS	11	
Cu	mg/kgTS	1 330	600 Gränsvärde. Uppsala kommun dispens 1 750 mg/kgTS
Cr	mg/kgTS	18	100 Gränsvärde
Hg	mg/kgTS	0,71	2,5 Gränsvärde
Ni	mg/kgTS	12	50 Gränsvärde
Zn	mg/kgTS	520	800 Gränsvärde
K	g/kgTS	1,1	
Ca	g/kgTS	25	
Mg	g/kgTS	2,1	
Fe	g/kgTS	83	
Mn	g/kgTS	0,20	
Al	g/kgTS	6,8	
Ag	mg/kgTS	12	
As	mg/kgTS		
Ce 137			
Toluen	mg/kgTS	0,33	5 Riktvärde enligt överenskommelse SNV, VAV, LRF
Nonylfenol	mg/kgTS	35	50 Riktvärde enligt överenskommelse SNV, VAV, LRF
Summa PCB	mg/kgTS	0,087	0,4 Riktvärde enligt överenskommelse SNV, VAV, LRF
Summa PAH	mg/kgTS	0,71	3 Riktvärde enligt överenskommelse SNV, VAV, LRF
PCB #28	mg/kgTS	0,0098	
PCB #52	mg/kgTS	0,0059	
PCB #101	mg/kgTS	0,012	
PCB #118	mg/kgTS	0,0083	
PCB #138	mg/kgTS	0,020	
PCB #153	mg/kgTS	0,018	
PCB #180	mg/kgTS	0,013	
Fluoranten	mg/kgTS	0,30	
Benso(b)fluoranten	mg/kgTS	0,14	
Benso(k)fluoranten	mg/kgTS	0,048	
Benso(a)pyren	mg/kgTS	0,088	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kgTS	0,062	
Benso(g,h,i)perylene	mg/kgTS	0,075	

Källa: Swedling, Ernst-Olof. 1999. Tekniska kontoret. Uppsala kommun.

BILAGA 3: Kemiska analyser på fiberslam

BOLIDEN MINERAL AB
CENTRALLABORATORIET
SKELLEFTEHAMN
Översiktsanalys på prover från Garpenberg

Bio/kem fiberslam 99-08-11

Tot-N	g/t	835
Cu	%	<0,01
Fe	%	0,29
Ni	%	<0,002
Zn	%	0,01
Pb	%	<0,01
As	%	<0,01
S	%	0,6
Al	%	7,15
Mn	%	0,02
Na	%	<0,02
Co	%	<0,002
Cr	%	0,003
CaO	%	9,81

Källa: Hellman, Henrik. Boliden Mineral AB i Garpenberg.

Förteckning över utgivna häften i publikationsserien

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET, UPPSALA. INSTITUTIONEN FÖR MARKVETENSKAP.
AVDELNINGEN FÖR LANTBRUKETS HYDROTEKNIK. AVDELNINGSMEDDELANDE. Fr o m 1996

- 96:1 Eckersten, H., Jansson, P-E., & Johnsson, H. SOILN model, user's manual. Version 9.1. 93 s.
- 96:2 Eckersten, H., Jansson, P-E., Karlsson, S., Lindroth, A., Persson, B., Perttu, K. & Andersson, J. En introduktion till biogeofysik, 2:a upplagan. 110 s.
- 96:3 Carlsson, H., Larsson, K. & Linnér, H. Växtnäringsstyrning i potatis. 69 s.
- 97:1 Uppenberg, S., Wallgren, O. & Åhman, M. Saturated hydraulic conductivity in an acid sulphate soil. A minor field study in the the Vietnamese Mekong delta. 45 s.
- 97:2 Djodjic, F. Avrinningsmönster i ett litet åkerområde under 40 år av successiv urbanisering. 38 s.
- 97:3 Vukovic, M. The effect of soil hydraulic properties on ground water fluctuations in a heavy clay soil. Measurements and simulations. 43 s.
- 97:4 Eckersten, H., Jansson, P-E., Karlsson, S., Lindroth, A., Persson, B., Perttu, K., Carlsson, M., Lewan, L. & Blombäck, K. En introduktion till biogeofysik, 3:e upplagan. 130 s.
- 97:5 Eckersten, H. Simulation of water flow in plant communities. SPAC model description, exercises and user's manual. 2nd edition. SPAC version 5.0. 52 s.
- 98:1 Lustig, T. Land Evaluation Methodology. Small-Scale Agro-Pastoralist Farming Systems. Agricultural community case study in the IV region of Chile. 91 s.
- 98:2 Jansson, P-E. Simulating model for soil water and heat conditions. Description of the SOIL model. 81 s.
- 98:3 Casanova, M. Influence of slope gradient and aspect on soil hydraulic conductivity measured with tension infiltrometer. Field study in the Central Zone of Chile. 50 s.
- 98:4 Ingvar-Nilsson, N. Variationsmönster hos grundvattennivåerna i skogsmark. Fältstudier i Norunda hösten 1995. 52 s.
- 98:5 Carlsson, M. Sources of errors in Time Domain Reflectometry measurements of soil moisture. 50 s.
- 98:6 Eckersten, H., Jansson, P-E., & Johnsson, H. SOILN model, User's manual. Version 9.2. 113 s.
- 98:7 Quang, v. P. Soil water flow dynamics on raised beds in an acid sulphate soil. Field study at Hoa An station, Mekong delta, Vietnam. 33 s.
- 98:8 Tri, V.K. Water flow paths during the rainy season in an acid sulphate soil. Field study in the plain of reeds of the Mekong delta, Vietnam. 40 s.
- 98:9 Eckersten, H., Jansson, P-E., Karlsson, S., Lindroth, A., Persson, B., Perttu, K., Blombäck, K., Karlberg, L. & Persson, G. Biogeofysik - en introduktion. 146 s.
- 99:1 Kindvall, T. Strukturkalkning på lerjordar - effekter på markstruktur och sockerbetsskörd. 55 s.
- 99:2 Börjesson, E. Naturliga system för rening av lakvatten i Ranstad - vilka är möjligheterna? 67 s.
- 99:3 Gärdenäs, A. (ed). Scale and variability issues in the soil-hydrological system. Workshop proceedings. The 25-27th of August 1999 at Wiks Castle, Sweden. 57 s.
- 99:4 Bengtson, L. Retention of colloids in lysimeter experiments on undisturbed macroporous clay soil. 43 s.
- 99:5 Wennman, P. Vegetationsfilter för rening av lakvatten - kväveaspekter. 45 s.
- 00:1 Stjernman, L. Gruvavfall som växtsubstrat - effekter av organiskt material. 58 s.

