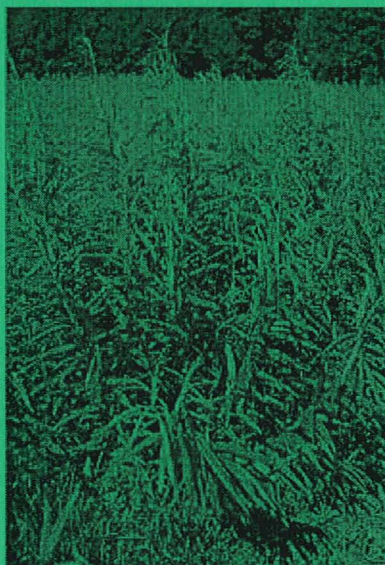
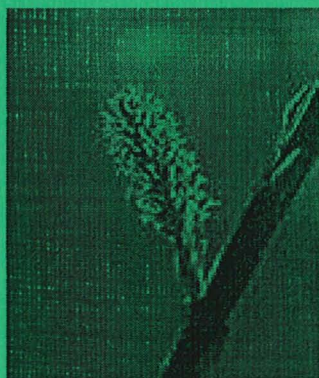




# Vegetationsfilter för rening av lakvatten - kväveaspekter

Pär Wennman



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 99:5  
Communications

Uppsala 1999

ISSN 0282-6569

ISRN SLU-HY-AVDM--99/5--SE

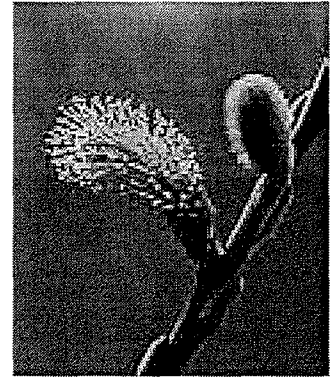






# Vegetationsfilter för rening av lakvatten - kväveaspekter

Pär Wennman



**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 99:5**  
**Communications**

**Uppsala 1999**

ISSN 0282-6569

ISRN SLU-HY-AVDM--99/5--SE

---



<b>INNEHÅLLSFÖRTECKNING</b>	<b>sida</b>
<b>REFERAT</b>	5
<b>ABSTRACT</b>	6
<b>INLEDNING</b>	7
<b>BAKGRUND</b>	8
<b>Lakvatten från deponier och dess miljöeffekter</b>	8
<b>Sveriges ambitioner i det nationella och internationella avfallsarbetet</b>	9
<b>Biologisk nedbrytning i deponier</b>	10
<b>Kvävets roll i biosfären</b>	11
<b>Ammoniak -ammonium jämvikt och toxicitet av ammoniak</b>	11
<b>Eutrofiering</b>	12
Eutrofiering i sjöar	12
Eutrofieringens inverkan på den biologiska mångfalden i våtmarksmiljöer	13
<b>Kväveomsättningen i limniska och terrestra system</b>	13
Kvävefixering	14
Ammonifikation	14
Nitrifikation	14
Dissimilativ nitratreduktion	15
<b>Vattnets betydelse för växterna</b>	15
<b>Evapotranspiration</b>	16
Evapotranspirationen från olika vegetationsytor	16
Potentiell evapotranspiration	16
<b>Växtupptag av näringsämnen och hur de byggs in i växten</b>	17
Växternas upptag av kväve	17
Växternas omsättning av kväve	18
Effekter på växterna vid kvävebrist och kväveöverskott	18
<b>Metoder för rening av lakvatten</b>	18
Mikrobiologiska metoder	19
Mindre tekniska system	20
<b>Salixodling</b>	22
Miljökonsekvenser av salixodling	23
<b>MATERIAL OCH METODER</b>	
<b>Rävstatippen</b>	24
Täckning av och växtetablering på deponin	25
Deponins lakvattensituation	25
<b>Vattenföring vid kärrets utlopp och bestämning av Flottvikens avrinningsområde</b>	26

<b>Etablering av vegetationsfiltret</b>	26
Ogräsbekämpning	27
Jordbearbetning- ny växtbädd	27
Plantering	27
Bevattning	28
<b>Lövträdsdungen</b>	28
Provplatsbeskrivning	28
Jordprovtagning för bestämning av kväveinnehåll	29
Stamomkrets för bestämning av biomassetillväxt	29
Trädviktsbestämning	29
Bestämning av lufttorra prov och Ts- bestämning	30
Vedprovtagning för bestämning av kväveinnehåll	30
<b>RESULTAT OCH DISKUSSION</b>	
<b>Vattenföring</b>	30
Flygelmätning	30
Med kännedom om avrinningsområde och specifika avrinning	30
<b>Lakvattendammen</b>	32
<b>Vattenbalansen för de bevattnade ytorna</b>	32
<b>Vegetationsfiltret</b>	33
<b>Lövträdsdungen</b>	34
Kväveinnehåll i jorden	34
Biomassetillväxt	37
Trädvikt	38
Vedens torrsbstanshalt	39
Kväveinnehåll i veden	39
<b>SLUTSATSER OCH FRAMTIDA ÅTGÄRDER</b>	41
<b>TACKORD</b>	42
<b>KÄLLFÖRTECKNING</b>	43

## REFERAT

Energiskogsodling eller salixodling för omhändertagande av olika typer av förorenat vatten, slam eller aska blir en allt vanligare reningsmetod i Sverige. Förutom själva reningseffekten fungerar vattnet, slammet eller askan i de flesta fall som ett utmärkt gödselmedel för den snabbväxande energiskogen. Lakvatten från nedlagda deponier i metanogen fas är ett exempel på vatten som kan renas med hjälp av energiskog genom ett så kallat vegetationsfilter. Vid Rävstatippen i Sigtuna kommun, som är en deponi i metanogen fas, har i ett småskaligt projekt sommaren 1999, bevattning med lakvatten genomförts. Två ytor, en planterad salixodling (0,1 ha) och ett 20-årigt blandskogsbestånd (0,1 ha), med i huvudsak hybridasp, *Populus triploides*, bevattades under perioden juni t.o.m. september. Syftet med projektet var att bestämma vegetationsfiltrets kapacitet att fånga upp kväve och minska bildningen av lakvatten för att kunna dämpa eutrofieringen på en närliggande värdefull våtmark.

Vattenföringen ned till inloppet av kärret i april, dels mätt med flygel, dels beräknat efter områdets storlek och specifika avrinning, var för april 18 l/s respektive 15 l/s, för juni-augusti 1,4 l/s respektive 1,2 l/s och för års medel 5 l/s respektive drygt 4 l/s. Kvävebelastningen på kärret var under juni-augusti 30 kg / månad och för hela året 110 kg / månad. Det totala vattenuttaget från lakvattendammen var under försöket 910 m<sup>3</sup> eller 529 mm fördelat på 1720 m<sup>2</sup>, den verkliga evapotranspirationen 406 mm (576 mm) och nederbörden under perioden var endast 160 mm (240 mm). Tillväxten för majoriteten av salixplantorna var under den 3,5 månader långa perioden mycket hög, 30 cm / vecka och 325-375 cm i sluthöjd. Stamtillväxten av de bevattnade träden i brösthöjd var i genomsnitt 4,9 mm i diameter och ca 3 gånger större än de obevattnade individerna. Skillnaden i tillväxt mellan de bevattnade och obevattnade träden är statistiskt signifikant säkerställd. Den större tillgången på växttillgängligt vatten och det höga innehållet av näring (främst kväve) förklarar resultatet. Inom beståndet med de båda grupperna av träd var tillväxten störst för stora träd och möjligen också för de träd som vuxit på en blandning av kompost och morän. Innehållet av kväve i veden beräknad på torrs substans efter bevattningsperioden var för de bevattnade träden 0,41 % och för de obevattnade träden 0,34 %. Det verkliga upptaget av kväve bestämdes till 69,1 kg/ha respektive 18,6 kg/ha. Den ökade bildningen av nitrat i jorden över växtsäsongen i både bevattnade och obevattnade parceller indikerar att omsättningen av mineralkväve i jorden överlag varit god. Baserat på vad som är känt i andra sammanhang kan förutsättas att en stor del av kvävet, upp till 60 kg/ha/år, med stor sannolikhet också lämnat systemet som kvävgas genom denitrifikation. Kväve som inte tas upp av växtligheten eller denitrifieras, recirkuleras med lakvattnet tillbaka till lakvattendammen. För att minska lakvattenmängderna från Rävstatippen på lång sikt bör en bevattnad salixplantering utökas till ca 0,7 hektar.

Slutsatsen av försöket är att etableringsmöjligheterna och tillväxtpotentialerna av energiskog på Rävstatippen är mycket goda. Med rätt uppbyggnad och sammansättning av växtbädden, en effektiv ogräsbekämpning och en optimerad bevattning utvecklas vegetationsfiltret väl. Möjligheterna att fånga upp stora mängder kväve ur lakvattnet och minska lakvattenmängden måste därför anses vara goda.

## ABSTRACT

Short rotation energy forests with willows (*Salix spp*) have come into increased use in Sweden for treatment of different types of waste water, sludge and ash. The vegetation does not only have a cleaning effect on the water, it is also apparent that the water, sludge or ash often function as fertiliser for the fast growing crop. Leachate water from municipal landfills in the methanogenic phase can be cleaned with short rotation forests through a so called vegetation filter. In a small scale project in 1999 at Rävstatippen in the community of Sigtuna north of Stockholm a landfill in the methanogenic phase was irrigated with leachate water. Two areas, a cultivated area with *Salix viminalis* (0.1 ha) and a stand of hybrid aspen, *Populus triploides* (0.1 ha), were irrigated from June to September. The purpose of the project was to determine the capacity of the vegetation filter to accumulate nitrogen and minimise the amount of leachate water formed. Then a valuable wetland next to the landfill could be protected from eutrophication.

The movement of water in volume over time was determined both by instrumental measurement (Flygel) and by the land area and the specific runoff. In April in the area down to the wetland the movement of water over time was 18 l/s and 15 l/s respectively. In June-August 1.4 l/s and 1.2 l/s respectively and for the year 5 l/s and 4 l/s respectively. The loading of nitrogen on the wetland was in June-August 30 kg per month and for the year 110 kg per month. The amount of leachate water irrigated during the period was 529 mm, the real evapotranspiration amounted to 406 mm (576 mm) and the precipitation was only 160 mm (240 mm). The growth of the salix plants during the period of irrigation was very high. The maximum growth speed was 30 cm per week and the highest plants reached 325-375 cm at the end of the period. The stem growth at breast height for the irrigated trees in mean was 4.9 mm in diameter and 3 times higher than the non irrigated trees. The difference in growth between the two groups of was proved significant by statistical analysis. The main explanations for the difference in stem growth is the amount of water reachable for the plants and the high content of nutrients (mostly nitrogen) in the water. Big trees grew better than small ones, which could be anticipated, and the growth was favoured in parcels with organic material mixed with moraine. Nitrogen content in stem wood dry matter after the irrigation period in the treated trees was 0.41 % of DM and in the untreated trees 0.34 % of DM. The total amount of nitrogen uptake was 69.1 kg/ha and 18.6 kg/ha respectively. The increase of nitrogen content in the topsoil due to nitrification in both treated and untreated plots suggest that recycling of inorganic nitrogen was good. Although not measured, it could be assumed that a big part, up to 60 kg/ha/year, of the nitrogen has probably left the soil as nitrogenous gas due to denitrification. Nitrogen not taken up by plants or denitrificated has been recycled back into the leachate water. On a long-term basis, the salix plantation needs to increase 7 times to reduce the leachate water from the landfill at Rävsta.

The result of this project indicate good possibilities of establishment and potentials for growth of energy forests on Rävstatippen. By an optimised composition of the topsoil, efficient weed treatment and optimised irrigation the vegetation filter is well developed. That results in good possibilities for nitrogen trapping from the leachate water and to reduce the amount of the leachate water.



## INLEDNING

Sommaren 1998 utförde jag ett praktikantarbete åt Sigtuna kommun. Syftet var att dels ta reda på orsakerna till de höga halterna av totalkväve och ammoniumkväve i vattnet nedströms björkkärret vid Björnkälla, dels föreslå åtgärder för att minska belastningen på kärret och den nedströms liggande Flottviken i Mälaren (Wennman, 1998). Förslagen gick i huvudsak ut på att syresätta det inströmmande vattnet till kärret på olika sätt för att gynna nitrifikationen. Vid nitrifikation bildas nitrat från ammonium. Nitrat kan sedan reduceras under anaeroba förhållanden till bl.a. kvävgas som avgår till atmosfären. Idéer om att anlägga en energiskog uppe på Rävstatippen, varifrån kvävet i huvudsak härstammade, hade diskuterats tidigare. I och med att jag var redo att genomföra mitt examensarbete blev återigen idén om energiskogsodling på Rävstatippen aktuell.

Anläggningar i Sverige där man med hjälp av vegetationsfilter renar lakvatten är idag ingen ovanlig förekomst. Enbart platser där energiskog används som vegetationsfilter uppgår till ett hundratal (Hasselgren, pers. medd., 1999). Lakvatten kan pumpas upp ur en lakvattendamm och antingen spridas på en redan etablerad vegetation eller en för ändamålet anlagd plantering. Vegetationsfiltret kan ligga utanför deponin eller på deponin. I det senare fallet får man ett slutet system där utlakning av ämnen till omgivande yt- och grundvatten kan ske endast de tider på året då nederbörden är större än evapotranspirationen. Dessutom måste deponin i fråga ha en tät botten vilket långt ifrån alltid är fallet, särskilt inte för äldre deponier.

Fördelar med att använda energiskog vanligen *Salix viminalis* som vegetationsfilter för lakvattenrening är dess snabba tillväxt, dess höga tolerans för salter och tungmetaller samt dess värde som energigröda. Metoden är också energisnål i förhållande till andra reningsmetoder. Det är således både miljömässigt och ekonomiskt försvarbart att använda *Salix* som vegetationsfilter (Perttu & Kowalik, 1997).

Hasselgren (1995) anser att målet vid studier av energiskogsodling och rening av lakvatten kan utgöras av bestämning av potentialer avseende rening av lakvatten, potentialer avseende produktion av biomassa samt budgetar för vatten och näringsämnen. Även upptag och ackumulering av tungmetaller kan studeras.

Syftet med detta arbete har varit att genom utnyttjande av vegetationsfilter visa att man kan minska lakvattenmängderna och rena lakvatten från kväve. Därigenom skulle belastningen på närliggande våtmark och Flottviken minska. Förutsättningar för en artrikare biotop i våtmarken skulle därigenom skapas och risken för eutrofiering i Flottviken reduceras.

I fältstudien av projektet har delmålen varit att:

- bestämma vattenföringen i området för att kunna beräkna årsbelastningen av totalkväve på våtmarken och Flottviken.
- lägga upp en plan över hur fältanläggningen skall se ut vilket inkluderar: uppstakning av ytan för vegetationsfiltret, Roundup-behandling, jordbearbetning, påläggning av växtbäddens ytskikt, plantering av salixsticklingar, bevattning efter ett förutbestämt mönster samt ogräsbekämpning.
- genomföra själva anläggandet.
- provta kväve från jord och stamved i skogsdunge.
- bestämma nedfällda aspars färskvikt i dungen samt ur trissor dessutom bestämma torrsvikt som underlag för kväveinnehåll.
- mäta träd tillväxt.

- genomföra nödvändiga analyser och bearbeta resultaten från dessa, samt bestämma den befintliga skogsdungens kapacitet att kvarhålla kväve.

För att sätta in det egna arbetet i ett större sammanhang behandlas teoretiskt problem med och miljöeffekter av kväveutsläpp från deponier och ges en översikt av olika metoder för rening av lakvatten. Vattnets och kvävetets kretslopp i mark-växt-systemet samt olika processer som reglerar kväveinnehåll och omsättning i marken och växterna beskrivs. Viktiga aspekter vid energiskogsodling i allmänhet och vid bevattning med lakvatten i synnerhet diskuteras. Effekter av eutrofiering i sötvatten och terrestra system samt eutrofieringens påverkan på den biologiska mångfalden beskrivs.

## BAKGRUND

### Lakvatten från deponier och dess miljöeffekter

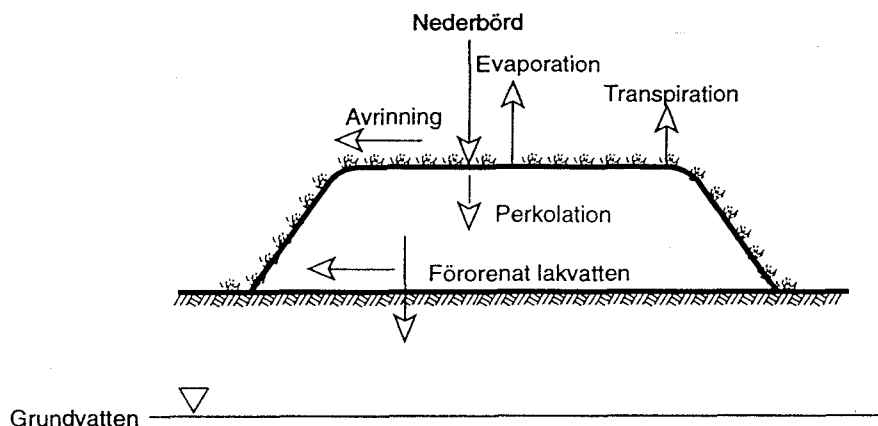
Lakvatten definieras enl. Statens naturvårdsverks författningssamling om deponering av avfall, 2 kap, 7 § som: *"nederbörds-, yt- eller grundvatten som lämnar en deponi efter passage genom avfallet eller som ytavrinner från avfallet"* (Naturvårdsverket, 1996).

Ett känt miljöproblem, orsakat av gamla avfallsupplag är att det läcker kväve från dem ur det lakvatten som bildas då regn och grundvatten kommer i kontakt med avfallet. Det är framför allt gamla deponier som befinner sig i den metanbildande fasen som läcker kväve. Karaktäristiskt för lakvatten från deponier i metanogen fas är höga halter av kväve där en stor del återfinns i form av ammoniumkväve, ett högt pH-värde ( $>7,0$ ) och en låg BOD/COD-kvot (andelen biokemiskt nedbrytbart material av det totala nedbrytbara materialet, och är ett mått på nedbrytbarheten) ( $<0,1$ ) (VBB Viak, 1998). Kväveutsläppen från avfallsupplag utgör endast en mindre del av de totala utsläppen av kväve från mänskliga aktiviteter, men är ändå så pass stora att det finns behov av åtgärder. Lokalt kan utsläppen ha betydande effekter på omgivningen.

Förutom att kväve sprids med lakvattnet från deponier, innehåller lakvattnet också bland annat organiska föreningar samt metaller och tungmetaller som kan förorena både grund- och ytvatten. I höga koncentrationer kan föreningarna och metallerna vara giftiga för människan och organismer i naturmiljön (Öman & Wennberg, 1997). Tungmetalleffekter behandlas dock inte i detta examensarbete.

För att minska föroreningseffekten på omgivande vatten pga lakvattenbildningen, började man vid 70-talets början samla upp lakvattnet i särskilda lakvattenbassänger eller lakvattendammar. I bassängen magasineras vattnet under året. Hela 30-40 % av årsnederbörden perkolerar genom avfallet, så länge deponin inte är täckt, och bildar därigenom lakvatten (Persson & Nilsson, 1993). För att inte överskottsvatten skall bildas krävs att bassängen är dimensionerad för deponin och den mängd lakvatten som bildas ur den. Ett vanligt sätt att leda lakvatten till lakvattenbassängen är att gräva avskärande diken runt deponin vilka leds in i lakvattenbassängen. Grundvatten kan också pressas upp genom soporna och på så sätt laka ur ämnen som följer med vattnet till lakvattenbassängen. Det är fallet för ett flertal äldre upplag som saknar bottentätning (Persson & Nilsson, 1993). Minskning av lakvattenbildningen efter avslutad deponering görs vanligen genom att täcka deponin med lera och att så in gräs eller plantera annan vegetation. Det är också en fördel att anlägga deponin så att den får sluttande sidor. Regnvatten kan därmed rinna av på ytan (Persson & Nilsson, 1993). En annan syn på hur

lakvatten skall behandlas är att öka lakvattenkvoten (kg H<sub>2</sub>O/kg avfall). Lakvattenkvoten ökar genom att mer vatten tillförs och man får därigenom en snabbare urlakning från deponin (Kylefors, 1998).



**Figur 1.** Olika vattenflöden i en deponi. (Persson & Nilsson, 1993)

Överskottet av lakvatten leds oftast till ett intilliggande vattendrag och blandas med dess vatten, och når till sist recipienten dvs. en sjö, våtmark eller ett hav och belastar ekosystemet där. Det näringsrika vattnet leder till eutrofiering med algblooming, igenväxning och förändring av artsammansättningen som följd. Enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder går gränsen för mycket näringsrikt vatten med avseende på kväve vid 1,5 mg N-tot/l (Öman & Wennberg, 1997).

### Sveriges ambitioner i det nationella och internationella avfallsarbetet.

Naturvårdsverket har på uppdrag av regeringen tagit fram en nationell avfallsplan. Den nationella avfallsplanen skall underlätta för den kommunala planeringen, samt tydliggöra Sveriges ambitioner på avfallsområdet inom EU (Naturvårdsverket, 1997).

I de nationella miljömål som Naturvårdsverket 1997 föreslog skulle komplettera de gamla målen, rörande avfallsområdet anges om grundvatten följande:

”Gott grundvatten. Grundvatten skall ge en säker och uthållig dricksvattenförsörjning och bidra till en god livsmiljö för växter och djur i ytvatten. Avfallsområdets bidrag för att nå detta mål är att skärpa kraven på deponier så att negativa effekter på människa eller miljö inte uppstår på varken kort eller lång sikt. Deponierna, som är den sista länken i materialhanteringen, måste uppfylla höga miljökrav”.

Om deponering i den Nationella avfallsplanen står det: *”Mer än hälften av de kommunala deponierna har system för uppsamling av lakvatten. Vid äldre anläggningar består uppsamlingsystemet, i den mån det finns något, ofta enbart av en kringdränering, ett uppsamlingsdike (Rävstapppen) vilket främst samlar upp ytavrinnande vatten. Vid nyare deponier är detta ersatt av, eller kompletterat med, dräneringar under det deponerade avfallet (bottendränering). Flertalet upplag har däremot inte försetts med bottentätningar (Rävstapppen). Den dominerande behandlingsformen har hittills varit att leda över och behandla lakvatten i avloppsreningsverk”.*

I Naturvårdsverkets rapport "Aktionsplan avfall" bedöms man att framtidens lakvattenhantering kommer att leda till positiva effekter för naturmiljö och folkhälsa. T.ex. förväntas bättre metoder för täckning av deponier leda till att mindre mängd lakvatten bildas och att behandlingsmetoderna för att rena lakvatten förbättras. Kontrollen på och omhändertagandet av de miljöstörande ämnena kommer att öka (Naturvårdsverket, 1996).

I Sigtuna kommuns avfallsplan från 1991 som fortfarande gäller står inte en rad om hur man skall hantera lakvatten från äldre deponier. I det åtgärdsprogram som upprättats för nedlagda deponier har man gjort bedömningen att risken för naturmiljö och hälsa är liten, och att det inte behövs några åtgärder överhuvudtaget för Rävstatippen. Riskbedömningen gjordes av länsstyrelsens naturvårdsenhet och kommunens miljö- och hälsoskyddsnämnd.

### **Biologisk nedbrytning i deponier**

Det organiska materialet kan brytas ned både aerobt och anaerobt. Till en början dominerar den aeroba nedbrytningen där organiska lågmolekylära strukturer relativt snabbt bryts ned. Efter hand tar den anaeroba nedbrytningen över då svårnedbrytbara föreningar som cellulosa och lignin angrips. Särskilt nedbrytningen av lignin sker mycket långsamt.

Nedbrytningen av avfallet som utgör den organiska delen kan indelas i fem tydliga faser (Persson & Nilsson, 1993).

- 1) Initial fas avser perioden från det att avfallet deponerats till dess att nedbrytningen kommit igång i nämnvärd grad.
- 2) I den syre- och nitratreducerande fasen är i början tillgången på luftsyre god och mikroorganismerna bryter ned lättoxiderat organiskt material genom aerob respiration till koldioxid och vatten. Luftsyret förbrukas efter hand och syre ersätts av nitrat som oxidationsmedel. Nitratet denitrifieras och reduceras under gynnsamma betingelser till kvävgas.
- 3) I den sura anaeroba fasen reduceras sulfat samtidigt som det organiska materialet fermenteras. Vid fermentationen bildas bl.a. karboxylsyror vilket medför att pH-värdet i lakvattnet sjunker till mellan 4 och 5. Sulfatet reduceras till vätesulfid varigenom svårlösta metaller kan lösas ut. De lösta metallerna komplexbinder till organiskt material. (Dan Berggren, pers. medd., 1999). Metallkoncentrationen ökar därför i den sura anaeroba fasen.
- 4) Metanbildande anaerob fas kännetecknas av att metanproducerande bakterier omvandlar koldioxid, vätgas och ättiksyra till metan. Andra syror och etanol kan också nyttjas. Metangasen utnyttjas ibland för förbränning i lokala värmekraftverk.
- 5) Mognadsfas eller humusbildande fas är den sista fasen i en deponi. Då avtar nedbrytningen och kvar blir bara mycket svårnedbrytbara komplexa humusföreningar. Gasproduktionen avtar och luft kan tränga in i upplaget igen.

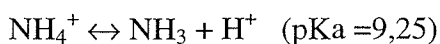
## Kvävets roll i biosfären

Kväve utgör grunden för alla levande organismer. Kväve är en av byggstenarna i aminosyror, de första biologiska molekyler man tror skapades på jorden i den så kallade ursoppan för ca 4,6 Mdr år sedan. Dessa aminosyror bygger upp peptider och proteiner som i sin tur bygger upp alla levande organismer med sin specifika sammansättning kodad av DNA-molekylen. Kväve fungerar vid sidan av fosfor och kalium som det viktigaste näringsämnet för växter och alger. Vidare omsätts kväve i mark och vattenmiljöer där specifika bakterier utnyttjar oorganiskt kväve i processer som kvävefixering, ammonifikation, nitrifikation och denitrifikation (Pettersson & Boström, 1990).

Luftens förråd av kvävgas med sina 78 viktsprocent, utgör en enorm reservoar av kväve. Detta kväve är dock inte tillgängligt för växterna, förutom de växter som lever i symbios med kvävefixerande bakterier (se kvävefixering).

## Ammoniak-ammonium jämvikt och toxicitet av ammoniak

Ammonium bildas vid mineralisering av organiskt material och förekommer i höga koncentrationer i lakvattnet i den metanbildande fasen (se nedbrytning i deponier). I en vattenlösning förekommer ammoniak och ammoniumjoner samtidigt och ställer in sig efter en kemisk jämvikt. Proportionerna mellan de olika formerna styrs av temperatur, pH, jonstyrka, ammoniakavgång och omvandlingar (Öman & Wennberg, 1997). Förhållandet mellan ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) och ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) kommer att ställa in sig enligt:



Om pH sjunker ökar antalet fria protoner. Jämvikten förskjuts åt vänster och andelen ammonium ökar. Andelen ammoniak i vattnet kan enkelt bestämmas genom approximering om ammoniumkoncentrationen är känd. Vid ett pH på 7,5 och en temperatur på 18 °C föreligger 99% som ammonium och 1% som ammoniak. Jämvikten ändras särskilt när vattnet kommer i kontakt med luften, varvid ammoniak avgår till atmosfären samtidigt som ammonium nitrifieras till nitrat (Öman & Wennberg, 1997).

**Tabell 1.** Olika akvatiska organismers känslighet för ammoniak. Akuttoxicitet för akvatiska organismer enl. KemI (1995)

Organism	Typ av test	$\text{NH}_3$ mg/l
Sötvattensalger	LC 50*	0,68-38,0
Ryggradslösa djur	EC 50*/ LC 50	0,50-22,8
Sötvattenfisk	EC 50/ LC 50	0,08- 4,6

\*LC 50=(Lethal concentration 50 %) innebär att 50 % eller fler individer dör av den angivna dosen. EC 50=(Effective concentration 50 %) innebär att 50 % eller fler påverkas fysiologiskt negativt av den angivna dosen.

Ammoniak i för höga koncentrationer är toxiskt. Redan vid 0,08 mg  $\text{NH}_3$ /l kan akuttoxiska effekter på sötvattenfisk uppstå. Dessa värden är framtagna under optimala betingelser i laboratoriemiljö, och kan avvika både uppåt och nedåt under verkliga betingelser (tabell 1). Det kan därför vara viktigt att känna till halten av ammonium i ett vatten. Även ammonium kan vara toxiskt (se växternas omsättning av kväve).



## Eutrofiering

Eutrofiering innebär förändring mot ett näringsrikare tillstånd i ett vattenkosystem eller landekosystem. Primärproduktionen sjunker när tillgången på näringsämnen minskar.

### Eutrofiering i sjöar

Faktorer som främst påverkar primär produktionen i akvatiska system är tillgången på näringsämnen och ljus samt betningsintensiteten (Begon *et al.*, 1996).

Den ökade tillförseln av växtnäringsämnen gynnar produktionen av olika arter av planktonalger. Det är framför allt mängderna av och proportionerna mellan kväve och fosfor som reglerar tillväxten och därmed skapar problem med eutrofiering. Kvoten mellan kväve och fosfor har också betydelse för biodiversiteten (Smith, 1982). Förutom ökad alg tillväxt gynnas också övervattensväxter som näckrosor och bladvass av eutrofiering, medan undervattensväxter vanligen minskar (Person & Håkansson, 1992). Eutrofa sjöar, dit grunda vikar i Mälaren kan räknas, har ett medelvärde under juni-sept för kväve på 600-1500 µg N-tot./l och för fosfor 25-100 µg P-tot/l (Persson & Håkansson, 1992).

De alger som vanligen ger upphov till algblomning är grönalger (*chlorophyta*) och blågröna alger (*cyanophyta*). Även andra arter kan förekomma i stora mängder.

Både kväve och fosfor kan vara det tillväxtbegränsande näringsämnet i sötvattensmiljöer

Under naturliga förhållanden är oorganiskt fosfor det tillväxtbegränsande näringsämnet i svenska sjöar eftersom tillgången är lägst i förhållande till kväve. Fosfor är vanligen det tillväxtbegränsande näringsämnet i sötvatten på våren och hösten medan kvävet är det under sommaren (Anders. Broberg, pers. medd., 1998). Persson & Olsson (1992) säger att i måttligt eutrofierade sjöar kan kväve vara det tillväxtbegränsande näringsämnet på sensommaren. Detta förhållande är dock ej generellt, utan kväve kan vara bristämne tidigare på säsongen och i vatten där man normalt inte förväntar sig det (Barbro Ullén, pers. medd., 1999). Kväve fungerar också som katalysator för nedbrytningen av organiskt material i sediment (Jansson *et al.*, 1991).

Effekterna av eutrofiering i sötvatten är flera. Produktion av bakterier och djur ökar pga ökad tillgång på och nyttjande av växtbiomassa. När växtplanktonmängderna ökar blir vattenmassan grumligare vilket leder till minskad ljusnedträngning och minskad fotosyntes i pelagialen (vattenmassan över den nivå dit solljuset når, ljuskompensationsnivån). Växtproduktionen begränsas därmed till ytvattnet. När alger och växter skall brytas ned vilket sker vid profundalen (vattenmassan under ljuskompensationsnivån) konsumeras sjöns syrgasförråd. På vintern och sommaren då yt- och djupvatten ej omblandas leder det till syrebrist i bottenkiktet vilket kan orsaka reduktion eller utslagning av fiskar och andra vattenlevande djur. Fosfat, ammonium och svavelväte kan frigöras från sediment och därmed öka tillgängligheten. På sikt ändras hela ekosystemet med en minskning av artdiversiteten som följd. I Mälaren har antalet planktonalger minskat från över 20 arter vid 1950 till 5 arter i början av 1990-talet (Persson & Olsson, 1992).

## Eutrofieringens inverkan på den biologiska mångfalden i våtmarksmiljöer

För landväxter dit våtmarksväxter räknas är kväve oftast det tillväxtbegränsande ämnet. I fältskiktet gynnas ett fåtal snabbväxande arter på bekostnad av ett mer varierat nichinriktat samhälle. Ett tecken på hög biodiversitet i fältskiktet är en dominans av annueller. Annueller har en kort livscykel. De sprider sig snabbt och kräver därför inte lika mycket utrymme (Svensson & Glimskär, 1993). Så kallade rikkärr eller extremrikkärr i kalkrika områden kan dock hysa en stor artrikedom av bl.a. orkidéer och andra kalkkrävande växter (Bernes, 1993).

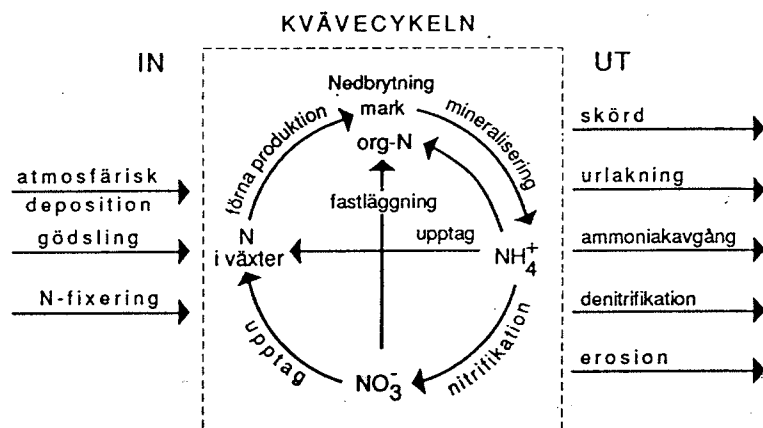
Hög tillförsel av oorganiskt kväve påverkar mikroorganismerna så att nedbrytningen avtar och att det sker en ackumulering av organiskt material (Andersson, 1992). De mikroorganismer som står för mineraliseringen minskar därmed i antal. Vid nitratöverskott, större tillskott än vad växterna kan ta upp, ökar risken för utläckage till grundvattnet. Om förutsättningarna för en hög denitrifikation är goda, avgår istället kvävet i form av kvävgas och elimineras därmed ur ekosystemet.

För att kvantifiera hur hög kvävebelastning ett ekosystem tål har man infört begreppet kritisk belastning, som innebär den högsta belastningen som inte leder till långsiktiga negativa effekter på de mest känsliga naturtyperna (Andersson, 1992). Om den kritiska belastningen överskrids inträffar bl.a. toxisk påverkan, indirekta effekter via marken på växtarter, ökad känslighet för sekundära stressfaktorer och ändring av konkurrensförhållanden som leder till artutarmning.

Exempel på växtarter som kan gynnas vid kvävegödsling av tallmossar är tuvdund, hjortron och bland mossorna, räffelmossa och väggmossa. *Sphagnum*arterna (vitmossor) minskar vanligen. Groddplantor av lövträd och dvärgbuskar kan gynnas (Finér & Braekke, 1991).

### **Kväveomsättning i limniska och terrestra system.**

Kväveomsättningen utgör ett komplext kretslopp där organiskt och oorganiskt kväve i olika former omvandlas i både kemiska och biokemiska reaktioner i luften, marken och vattnet.



**Figur 2.** Kvävet kretslopp. (Efter Andersson, 1992).

## Kvävefixering

Luftens halt av kvävgas på 78% utgör en enorm reservoar av kvävgas i ekosfären. Men det är endast ett fåtal prokaryota organismer (organism som saknar cellkärna och vissa andra organeller) som kan tillgodogöra sig detta kväve, genom så kallad kvävefixering. Kvävefixeringen utförs av Cyanobakterier av släktet *Azotobacter* och *Clostridium*, vilka är frilevande på markkolloider (Ledin, 1990) samt *Rhizobium* som lever i symbios med vissa, bl.a. ärtväxters, rötter. Vissa buskar och träd, t.ex. alen har en Aktinomycet av släktet *Frankia* som fixerar luftkvävet, och lever i symbios med dess rotknölar (Salisbury & Ross, 1991). Både *Frankia* och *Rhizobium* binder luftkvävet med hjälp av enzymet nitrogenas. Kvävgasen reduceras till ammonium som sedan frisläpps till värdcellens cytoplasma.

Processen är viktig för att återföra kväve till biosfären. Denna ”biologiska kvävefixering” är vid sidan om atmosfärisk kvävefixering, (blixurladdningar) där luftens kvävgas oxideras till kväveoxid, det sättet kväve kunde tillföras marken och vattnet innan människan började använda fossila bränslen.

Faktorer som påverkar kvävefixeringen är ljus, temperatur och syrgastillgång samt halten av löst organiskt material (Pettersson & Boström, 1990).

## Ammonifikation

Ammonifikationen är en del av mineraliseringen, dvs. nedbrytning av organiska kväveföreningar till ammonium. Ammonifikationen ger störst utbyte under anaeroba förhållanden men äger också rum i aerob miljö.

Ett stort antal heterotrofa bakterier medverkar i ammonifikationen. Tillgången på organiska kvävekällor måste dock vara tillräckligt hög för att det skall bli ett nettotillskottet av ammonium (Pettersson & Boström, 1990). Är kvävetillgången inte tillräcklig hinner växterna inte tillgodogöra sig det ammonium som bildas genom ammonifikationen.

## Nitrifikation

Nitrifikationen sker i två steg, med hjälp av kemoautotrofa nitrifikationsbakterier. Först oxideras ammonium till nitrit av bakteriesläktet *Nitrosomonas spp.* för att sedan vidareoxideras till nitrat under inverkan av släktet *Nitrobacter spp.* Processen är syrekrävande.

Processen gynnas av en C/N kvot i marken < 25-30, och hämmas av ett lågt pH-värde (Gundersen & Rasmussen, 1988). Vidare har temperatur, pH, specifik yta i mark och sjösediment samt inverkan av makrofyter betydelse för nitrifikationen (Pettersson & Boström, 1990).

Nitrifikationsprocessen är i sig försurande. Vid reaktionen frigörs protoner vilket kan leda till försurningsproblem i områden där depositionen av kvävebundna luftföroreningar (kväveoxider) redan är hög (Andersson, 1992). Dessa kväveoxider kan omvandlas till salpetersyra antingen i luften eller efter deposition på marken. När salpetersyra reagerar med vattenmolekyler frisläpps en proton med försurning som följd.

## Dissimilativ nitratreduktion

Med dissimilativ nitratreduktion avses de processer kopplade till cellens energimetabolism, där nitrat eller andra oxiderade föreningar reduceras utan att produkten byggs in i cellbiomassan (Pettersson & Boström, 1990). Den dissimilativa nitratreduktionen omfattar dels denitrifikation där denitrifikationsbakterier av släktet *Pseudomonas* reducerar nitrat med nitrit som mellanprodukt till antingen kväveoxid, dikväveoxid (lustgas) eller kvävgas. Nitrat kan också åter reduceras till ammonium, genom så kallad nitratammonifikation. Det saknas fortfarande viktig forskning kring processen. Båda reaktionerna sker under anaeroba betingelser i sjöars ytsediment.

Denitrifikationen är den enda biologiska process av kvantitativ betydelse där kväve återförs till atmosfären. Denitrifikationen spelar därför en nyckelroll i kvävetts globala kretslopp (Pettersson & Boström, 1990). I skogsjordar i humida klimat kan kvävgasavgången från denitrifikationen under syrefattiga förhållanden och hög tillförsel av ammonium uppgå till 30-60 kg/ha/år (Brady, 1996). Processen är också vid sidan av syrgasrespirationen det från energisynpunkt mest fördelaktiga förloppet vid nedbrytning av organiskt material (Jansson *et al.*, 1991).

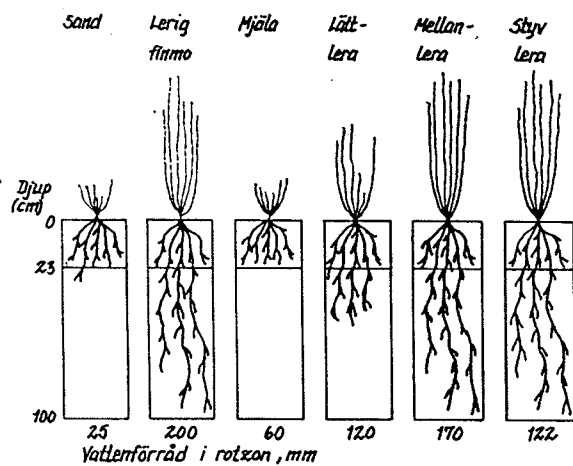
De fall då nitrat inte reduceras hela vägen till kvävgas utan avgår som kväveoxid eller lustgas beror delvis av omgivningens pH-värde (Pettersson & Boström, 1990) men är troligtvis inte av kvantitativ betydelse i akvatiska ekosystem, men kan vara det i markmiljöer.

Den dissimilativa nitratreduktionen gynnas av låga syrgashalter och god tillgång på organiskt substrat (Pettersson & Boström, 1990). Vattendränkt eller hårt packad jord ger förutsättningar till en hög denitrifikation eftersom syrgastillförseln då är låg (Andersson, 1992).

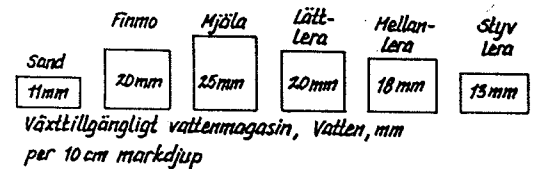
## **Vattnets betydelse för växterna**

Tillgången på vatten är den viktigaste faktorn för växternas tillväxt och överlevnad. Växter i olika klimat har utvecklat ett flertal olika strategier för att anpassa sig till det vatten som finns tillgängligt. Jordens förmåga att kvarhålla växttillgängligt vatten är vid sidan av nederbörds-mängden av avgörande betydelse för lövträdens tillväxt. Även med svenskt humitt klimat är tillgången på växttillgängligt markvatten i rotzonen oftast den begränsande faktorn för biomassaproduktionen (Stig Ledin, pers. medd., 1999). Tillväxten är inom vissa gränser direkt proportionell mot vattenupptaget. Lättillgängligt vatten tas upp först och succesivt töms allt finare porer med hårdare bundet vatten. För att växten skall kunna ta upp vatten måste undertrycket i växtens xylemkärl vara högre än bindningsstyrkan i marken. Bladens klyvöppningar sluts succesivt som en effekt av att turgortrycket (vattentrycket mot cellväggarna) avtar. I takt med att klyvöppningarna sluter sig minskar transpirationen dessutom begränsas koldioxidupptaget vilket i sin tur hämmar fotosyntesen och därmed tillväxten.

Det växttillgängliga vattnet utgörs av den vattenmängd som är bunden i jorden mellan fältkapacitet och vissningsgräns. Det växttillgängliga vattnet varierar mycket mellan olika jordar och kan avläsas ur en graf där en sk pF-kurva illustrerar den specifika jordens vattenhållande förmåga.



**Figur 3.** Rotnedträngning i olika mineraljordar (Ledin, 1997).



**Figur 4.** Växttillgängligt vatten i olika mineraljordar (Ledin, 1997).

## Evapotranspiration

Det totala flödet av vattenånga från jorden, evapotranspirationen, delas in i evaporation (avdunstning från öppna ytor) och transpiration (avdunstning inifrån en organism). Under evapotranspiratoriska processer omvandlas vatten till vattenånga under stor energiförbrukning.

### Evapotranspirationen från olika vegetationsytor

För att kunna göra en rättvis bedömning av hur stor del av nederbörden som perkolerar genom mark-växt-systemet är det viktigt att känna till hur stor evapotranspirationen är från en viss vegetationsyta. Avdunstningshastigheten från en vegetationsyta beror dels på de meteorologiska variablerna temperatur, instrålning, luftfuktighet och vind, dels av växtfysiologiska parametrar och jordartsförhållanden. Vattentillgången och storleken på ångtrycksdifferensen har också betydelse (Eriksson, 1981).

### Potentiell evapotranspiration

Begreppet *potentiell evapotranspiration* ges enligt Penman följande definition: "It is the amount of water transpired in unit time by a short green crop, completely shading the ground, of uniform height and never short of water" (Eriksson, 1981). Direkt avdunstning från marken antas vara försumbar. En annan definition är "avdunstningen från en gräsbevuxen yta, som inte lider brist på vatten i rotzonen och där ingen värmelagring förekommer i marken" (Bringfelt & Forsman, 1995).

Den potentiella evapotranspirationen för en vegetationsyta med albedo 12% är bestämd för ett antal orter i landet mellan åren 1961-78, enligt Penman (Eriksson, 1981). SMHI:s närmaste station ligger vid Arlanda, ca 10 km öster om Rävsta. Värdena för Rävsta ligger sannolikt nära de som beräknats för Arlanda. Den potentiella evapotranspirationen 1961-78 vid Arlanda var



under vegetationsperioden: maj=105 mm, juni=142 mm, juli=126 mm, augusti=92 mm och september=46 mm. Det blir för perioden 3,4 mm/dag. Sommaren 1999 var varmare och torrare än normalt. Värdena bör därför antagligen justeras upp något. Hur mycket är svårt att uttala sig om då inga mätningar är gjorda vid Rävsta.

Hasselgren (1992b) visade att evapotranspirationen under en växtsäsong i en Salixodling bevattnad med lakvatten varierar mellan olika år, 2,7 (juni-dec), 4,8 (april-nov.) och 4,2 (april-nov.) mm/dag. I en uppvuxen Salixodling, är evapotranspirationen högre än den potentiella enligt Penman (Lindroth & Halldin, 1988).

### **Växtupptag av näringsämnen och hur de byggs in i växten.**

Tillväxten av lövträd som salix begränsas under svenska förhållanden i första hand av tillgången på vatten (Danfors *et al.*, 1997). Andra yttre faktorer som påverkar tillväxten är ljus, dagslängd, temperatur och näringstillgång. De viktigaste näringsämnena för växterna är kväve, fosfor och kalium.

För optimal tillväxt av *Salix viminalis* med avseende på kväve (N), fosfor (P) och kalium (K), bör gödselmedlet innehålla 72 % K och 14 % P om N är satt till 100. Om de finns tillgängliga tas dock näringsämnena vanligen upp i överskott till en viss grad (Ericsson, 1991). Små underskott av kalium eller fosfor påverkar inte tillväxten nämnvärt. P-tot i lakvattnet från 1994-1999 ligger mellan 0.1-0.5 % av N-tot., dvs avsevärt lägre än behovet för optimal tillväxt. Inga uppgifter beträffande kalium finns för perioden. Variationerna mellan olika upplag kan vara stora. Vid en studie av lakvatten från 26 svenska avfallsupplag var medelvärdet av kaliumkoncentrationen på 64 mg K/l (Standardavvikelse =  $\pm 26$ ) (Hasselgren, 1992b). Om detta värde skulle översättas till lakvattnet vid Rävstatippen får vi i det närmaste ett idealiskt gödselmedel med avseende på totalkväve och kalium.

Relationerna mellan olika delar av växten med avseende på kväveinnehåll skiljer sig avsevärt. T.ex. är kväveinnehållet för *Salix viminalis* i bladen 2-3% och i stammen knappt 0,5 % under växtperioden (Ericsson *et al.*, 1992). I 6-åriga hybridaspår är kväveinnehållet i bladen ca 2,5 % och i veden ca 0.2 % (Alriksson *et al.*, 1998). Innan lövfällningen tas en del av kvävet tillbaka till stammen för lagring till nästkommande år.

Ericsson (1981) har i fältförsök med 3 arter av Salix visat att näringen konsumeras i den takt den tillförs. Tillväxten ökar alltså om tillförseln ökar. Även om tillförseln är liten. Sambandet gäller inom ett visst intervall av näringskoncentration i näringslösningen, och gäller inte om koncentrationen ligger under eller över det intervallet.

### Växternas upptag av kväve

Växterna tar upp kväve i form av ammonium eller nitrat. Ammoniumjoner och nitratjoner ligger antingen fritt i markvätskan eller är adsorberat till markpartiklarna. Kväve utgör också ett grundelement i det organiska materialet och finns dessutom komplexbundet till vissa lermineral (Brady & Weil 1996) och kan där utgöra en ansevärd mängd av det totala kväveförrådet (Salisbury & Ross, 1991). Bundet kvävet måste mineraliseras eller i lermineral frigöras genom vittring för att bli växttillgängligt. Huruvida kväve tas upp i form av ammonium eller nitrat varierar med vilken form som dominerar, och med vilken typ av vegetation man studerar. Olika växtslag påverkar markens pH på olika sätt. Många skogsträd tar främst upp kväve

i form av ammonium. Eftersom pH är lågt i skogsjordar, särskilt i barrskogar, i förhållande till jordbruksmarker styrs jämvikten så att det mesta kvävet finns i form av ammonium. Dessutom finns det faktorer som inhiberar (motverkar) nitrifikationen vid lågt pH (Salisbury & Ross, 1991). Även låg marktemperatur bromsar nitrifikationseffektiviteten. I neutrala jordar med hög marktemperatur nitrifieras dock ammonium snabbt, och upptaget sker huvudsakligen i form av nitrat (Salisbury & Ross, 1991).

Det finns teorier där det hävdas att växterna skulle föredra att ta upp ammonium framför nitrat eftersom ammoniumupptaget sker passivt, alltså utan någon energiförbrukning (Ann-Louise Karlsson, pers. medd., 1999.).

Vid en sammanfattande jämförelse mellan ammonium och nitratusptag konstateras att ammoniumupptaget gynnas av: hög förekomst, låg nitrifikationseffektivitet som i sin tur gynnas av lågt pH och låg marktemperatur samt att upptaget verkar energibesparande. Nitratusptaget gynnas av: hög förekomst, effektiv nitrifikation som i sin tur gynnas av högt pH och hög marktemperatur.

### Växternas omsättning av kväve

Omsättningen av kväve äger sedan rum i olika delar av växten i ett flertal specifika reaktioner. När kvävet i form av ammonium eller nitrat tagits upp genom rötterna, transporteras kvävet till växtens meristem, dvs bladskotten och stammen. Transporten sker i form av massflöde i den upptagna markvätskan i xylemkärlen då växten transpirerar. Antingen transporteras nitrat direkt till bladen eller skotten utan föregående omvandling. Nitraten reduceras till nitrit och sedan till ammonium. Ammonium ackumuleras inte någonstans i växten eftersom höga koncentrationer gör ammoniumet toxiskt (Givan, 1979). Detta antas bero på att bildandet av ATP i både mitokondrier och kloroplaster hämmas (Salisbury & Ross, 1991). Syntesen av ammonium går snabbt vidare till någon amid eller också vidare till glutamat. Från glutamat bildas aminosyror, som är monomerer för växternas proteiner (Salisbury & Ross, 1991).

### Effekter på växterna vid kvävebrist och kväveöverskott

Vid kvävebrist hämmas tillväxten, varvid gamla blad gulnar och vid hög brist skruppnar de och faller av. Yngre blad förblir gröna längre eftersom kväve transporteras från de äldre bladen till de yngre. Vid stort överskott av kväve i marken, med tillräcklig vattentillgång, ökar bladtillväxten i förhållande till tillväxten av rötter. Rötterna behöver ej växa ut och "söka" efter kvävet. Blomning och fröbildning hämmas då kväve förekommer i överskott eftersom tillväxten premieras (Salisbury & Ross, 1991). Ett överskott av kväve kan också leda till frysskador eftersom tillväxten inte avtar fast dagslängden och temperaturen minskar. Om växten inte gått in i vintervila när första frosten kommer kan cellerna plasmolysera (sprängas på grund av för stort tryck mot cellmembranen) och vävnadsdöd uppstå.

### **Metoder för rening av lakvatten**

Rening av lakvatten från kommunala deponier har tidigare skett och sker än i dag i många fall i de kommunala avloppsreningsverken tillsammans med rening av kommunalt avloppsvatten. Denna lösning är långt ifrån den bästa, eftersom den kemiska sammansättningen i lakvatten från deponier och kommunalt avloppsvatten vanligen skiljer sig en hel del. Reningseffekten

på lakvattnet vid sambehandling anses därför bli marginell. Detta gäller i synnerhet för lakvatten som kommer från medelgamla och gamla avfallsupplag som befinner sig i metanogen fas (Welander, 1998).

En rad olika reningsmetoder har prövats och används idag för rening av lakvatten. De konventionella metoderna dvs. mikrobiologiska, fysikaliska och kemiska metoder är vanligen resurskrävande, svårskötta och ger i vissa fall låga reningseffekter. Parallellt med dessa har studier i pilotskala och i fullskala utförts med de betydligt billigare och naturnära MV-systemen (Mark-växt-systemen) där man på vissa håll nått mycket goda reningsresultat (se mindre tekniska system).

En kort presentation av de konventionella metoderna samt en utförligare av de mindre tekniska metoderna som kan vara av intresse för Rävstatippens del presenteras nedan.

### Mikrobiologiska metoder

Mikrobiologiska metoder innebär att de ingående organiska föreningarna bryts ned helt eller delvis med hjälp av mikroorganismer. Vid ofullständig nedbrytning finns det risk att än mer toxiska nedbrytningsprodukter än ursprungsföreningen bildas (Welander, 1998). Detta ställer stora krav på anläggningens funktion och driftsäkerhet.

De mikrobiologiska metoderna delas in i aeroba och anaeroba processer. De flesta föreningar bryts ned snabbare under aeroba förhållanden än under anaeroba (Wilson *et al.*, 1986). Samtliga nedan angivna exempel är aeroba processer eftersom nitrifikationen, dvs. oxidation av nitrat, är beroende av tillgång på fritt syre.

*Luftade dammar* är den vanligaste metoden för lokalt omhändertagande av lakvatten i Sverige (Rönnols, 1996). Reduktionen av totalkväve brukar ligga mellan 20-40 % (Rönnols, 1996).

*Satsvis biologisk rening* är en liknande metod. Samma bassäng används för både inlopp av lakvatten och sedimentering. Processen bygger på att lakvattnet renas satsvis i olika faser. Vid ett försök från en deponi i Varberg sjönk kvävehalterna med i genomsnitt 84% (Morling & Johansson, 1989).

*Biobäddar och biorotorer* är exempel på biofilmsprocesser. Processen bygger på att mikroorganismerna växer på ett bärrmaterial. Vid försök med biorotorer har Spengel och Dzombak (1991) visat att lakvatten innehållande låga halter BOD och höga koncentrationer av ammonium kan nitrifieras effektivt (Welander, 1998).

I anläggningar med *kombinerade aeroba och anaeroba steg* kan fördelarna med respektive process nyttjas. En effektiv nitrifikation kan åstadkommas i ett aerobt steg medan det bildade nitraten kan reduceras till kvävgas under anaeroba betingelser. Vid försök med kombinerade steg har man lyckats reducera oorganiskt bundet kväve nästan fullständigt och totalkväve med ca 90 % (Welander, 1998).

## Mindre tekniska system

Mindre tekniska system är ett bra alternativ på lång sikt, dels eftersom de förbrukar mindre energi, dels för att man utnyttjar vegetation som renare. Näringsämnena återförs då till sitt naturliga kretslopp. Mindre tekniska system utgörs av olika typer av mark-växt-system. Systemet kan indelas i tre delar: markpartiklarna, markorganismerna och växten. Var och en av delarna påverkar reningsprocessen med följande funktioner (Hasselgren, 1992a):

- Markpartiklarna fungerar som ett filter genom att kemiskt fixera lösta ämnen i lakvattnet. Fixeringen sker genom adsorption, jonbyte eller utfällning.
- Markorganismerna bryter ner organiskt material och kan även ombilda kvävet i tillfört lakvatten genom ammonifikation, nitrifikation och denitrifikation.
- Växten transpirerar eller tillförs vatten genom rottryck. När vattnet konsumeras följer lösta joner med och näringsämnena utnyttjas av växten för sin tillväxt och överlevnad.

*Bevattning* av olika sorters vegetation har prövats både i Sverige och utomlands. Vassbäddar, gräs och olika sorters lövträd har här fungerat som vegetationsfilter (Welander, 1998). Resultaten från de studier som hittills gjorts visar att gräsvegetation och lövträd som pil, björk, poppel och al, verkar mest lämpade för rening av lakvatten (Hasselgren, 1992a).

Vinsten vid användandet av vegetationsfilter är tvåfaldig. Produktionen av lakvatten minskar samtidigt som de eutrofierande näringsämnena ackumuleras i biomassan. Om energiskog används som vegetationsfilter erhåller man dessutom bioenergi efter det att odlingen skördats. Det primära syftet är dock inte att skapa bioenergi, utan att rena vattnet. Andra naturliga gödemedel som använts är avloppsvatten, slam och aska (Perttu, 1991).

Om vegetationsfiltret ligger utanför avfallsupplaget är det viktigt att man optimerar bevattningen med näringsbehovet. Vid för hög tillförsel av näringsämnen finns det annars risk att näringsämnen, särskilt nitrat kan lakas ut till grundvattnet (Perttu & Kowalik, 1997).

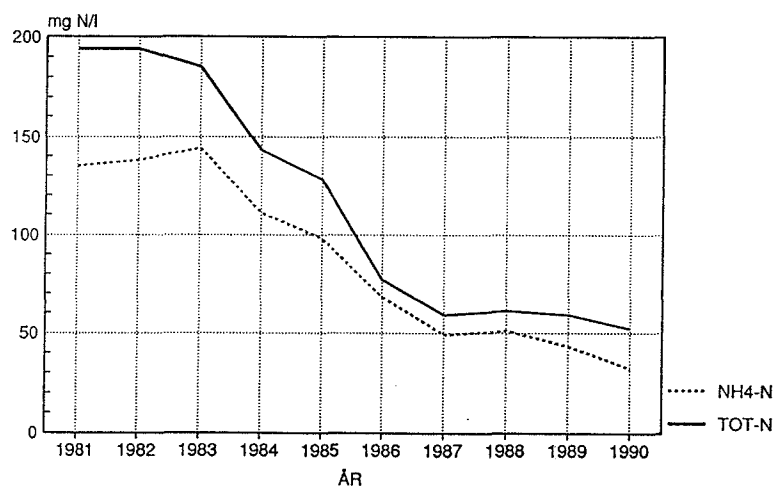
Vid rening av metanogent lakvatten i ett mark-växt-system vid Rönneholms avfallsupplag (Eslöv) 1986-1990 användes både *Salix* och olika grässorter som växtmaterial. Växtbädden placerades på en avslutad del av tippen som var inne i en stabil metanogen fas. Området på 4 ha är terrasserat med omväxlande gräs och *Salix viminalis* (korgpil) samt *Salix dasyclados* (vattenpil). Marken var bearbetad och profilen utgjordes av ett ca 30 cm tjockt tätskikt av lera och ett 20-30 cm tjockt täck- och växtskikt bestående av "trädgårdsjord" med god dränering och hög andel organiskt material (Hasselgren, 1992a).

Summan av bevattningen och nederbörden dvs. den hydrauliska belastningen uppgick till mellan 4 mm och 19 mm i genomsnitt per dygn för respektive bevattningssäsong. Bevattningen genomfördes med korta intervaller och återupprepades flera gånger per dag. På detta sätt hölls jorden fuktig under så stor del av dygnet som möjligt, med en hög avdunstning som följd.

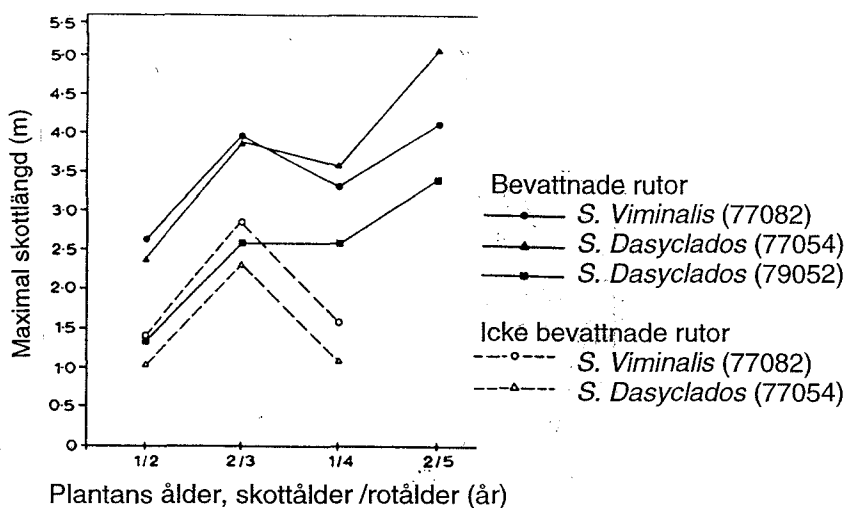
Resultat från bevattningsförsöket visar att totalkvävekoncentrationen minskade i lakvattnet med 73% (från 270 mg/l till 73 mg/l) och ammoniumkvävekoncentrationen med 76 % (från 160 mg/l till 38 mg/l) under de 10 första åren (1981-1990) men har nu stabiliserat sig (Hasselgren, 1992a) (figur 5). Under perioden då Mark-växt-systemet var etablerat minskade utsläppen av lakvatten från 400 mm år 1986 till 0 mm år 1988, en 100-procentig minskning alltså. Minskningen av utsläppen gäller troligtvis under växtsäsongen. Detta ger en indikation på hög potential för rening av lakvatten från kväve med hjälp av bevattning på salix och gräs.

Hasselgren (1992b) nämner att förutom växtupptag av kväveföreningar har sannolikt nitrifikation och denitrifikation spelat en stor roll i att minska kvävemängderna i lakvattnet.

Vid småskaliga försök vid Rönneholms avfallsupplag (Eslöv) bevattnades försöksrutor bestående av siltig morän underst och mull överst med lakvatten med 3050 mm under en 5 årsperiod (Hasselgren, 1995). I medeltal bevattnades rutorna med 610 mm/år. Skotttillväxten hos *Salix viminalis* och *Salix dasyclados* (klon 77056) var det första året var ca 2,5 m och efter två år ca 4 m (figur 6).



**Figur 5.** Förändringar av årsmedelhalterna av totalkväve och ammoniumkväve i lakvattnet (mg N/l.) (Hasselgren, 1992a).



**Figur 6.** Maximal skottlängd av olika Salixkloner uppmätta i testrutorna (Efter Hasselgren, 1992b).



På ett 10-årigt bestånd vid Bogesund norr om Stockholm, jämfördes tillväxten av *Salix viminalis* mellan bevattning med kommunalt avloppsvatten, som i näringshaltshänseende ligger nära den optimala för växternas näringskrav, och vanligt kranvatten. Tillväxten under de två åren försöket pågick var 2-3 gånger högre på den gödslade ytan (Perttu & Kowalik, 1997).

Vid bevattningsförsök med lakvatten i Virginia, USA har man studerat lakvattentoleransen hos olika gräsarter. Av de undersökta gräsarterna, rödsvingel, hundäxing, foderlosta, rörfilen och bermudagräs visade sig alla utom foderlosta vara lakvattentoleranta. Lakvattnet innehöll 2400- 4500 mg COD/l och 44-55 mg NH<sub>4</sub>/l (Hasselgren, 1992a).

*Våtmarker* kan delas in i rotzonssystem som är beroende av att lakvattnet perkolerar genom jorden och andra system där vattnet lämnar systemet via ytavrinning. I rotzonsbäddar bryts organiska föreningar ned av mikroorganismer under aeroba betingelser. Vid ett kombinerat system med landväxter som första steg och vattenväxter som ett andra steg har man kunnat reducera koncentrationen ammoniumkväve med 85-97% (Cossu *et al.*, 1997).

I Sverige har de mest framgångsrika projekten för omhändertagandet av kväverikt vatten varit vid anläggning av nya våtmarker. Skillnaderna i våtmarkernas förmåga att kvarhålla kväve är stora och förklaras med skillnad i vattenflöde, vattnets uppehållstid, våtmarkens storlek, typ av vegetation, syrgas och temperaturförhållanden m.m. (Sundblad, 1998).

## Salixodling

Salix- eller energiskogsodling är idag inte ovanligt på före detta spannmålsåkrar. Energiskog odlas i kommersiellt syfte för framställning av bioenergi sedan ett par decennier tillbaka (Danfors *et al.*, 1997). Salixens höga potential för snabb tillväxt gör den ekonomiskt lönsam för bönder som tidigare utnyttjat sin mark till livsmedelsproduktion (Danfors *et al.*, 1997).

Vid val av *odlingsmark* för en salixodling har terrängläget betydelse med tanke på frost. Låglänta områden bör undvikas om man arbetar med frostkänsliga arter i områden som kan vara utsatta för nattfrost under växtperioden.

*Jordarten* är av central betydelse för hur man lyckas med en odling (figur 3 & 4). Skillnaden hos olika jordar i förmåga att hålla växttillgängligt vatten, att binda katjoner (katjonbyteskapacitet eller CEC), att tillåta rotnedträngning avgör i många fall dess lämplighet för salixodling (figur 3). Mineraljordar är att föredra. Möjligheten att hålla undan ogräs är större än vid odling på mullrika jordar. Ett visst inslag av mull bör jorden dock innehålla för att ge jorden en god struktur och hög katjonbyteskapacitet. Två viktsprocent eller 30 volymprocent brukar rekommenderas. Lämpliga mineraljordar för salixodling är mojordar, lättleror, mellanleror och styva leror. Rena sandjordar dräneras allt för snabbt för den vattenkrävande salixen och bör användas endast då odlingen regelbundet bevattnas, och finmo-mjälajordar är alltför kompakta och innehåller för lite luft (Danfors *et al.*, 1997).

*Ogräsbekämpningen* är den enskilt viktigaste skötselåtgärden för hur en Salixodling kommer att lyckas. Planteringsåret är särskilt viktigt, men också det andra året bör man hålla efter ogräset. På större odlingar används vanligen någon godkänd herbicid, men på mindre försöksodlingar kan man hålla undan ogräset mekaniskt. På hösten året före plantering bör man ut-

föra en kemisk ogräsbekämpning för att man skall få bästa verkan. Det görs vanligen med Roundup, vilket är ett systemiskt ogräsmedel och verkar i växtens alla levande delar.

Jorden bör vara *grundgödslad* med fosfor = 30 kg/ha och kalium = 80 kg/ha om fosfor och kalium tillståndet för marken ligger i klass 3, eller lägre. Detta motsvarar  $P_{AL} = 4,1-8,0$  mg/100 g jord och  $K_{AL} = 8,1-16,0$  mg /100 g jord. Grundgödslingen görs hösten före planteringsåret.

I mineraljordar är förrådet av lättillgängligt kväve otillräckligt för salixplantornas näringskrav, på grund av den snabba omsättningen av kväve i mikrobiologiska processer. *Gödsling med kväve* tillförs därför varje år fr.o.m. planteringsåret. Första året då tillväxten normalt är liten finns inget behov av kvävegödsling. Markens naturliga kväveförråd är tillräckligt för tillväxten under det första året. Andra året har en del kväve förbrukats samtidigt som tillväxten ökar vilket ger ett gödslingsbehov av 40-50 kg N/ha. År 3 ökar behovet till 100-150 kg N/ha. Fjärde året minskar behovet något till 90-120 kg N/ha på grund av att näringen recirkuleras efter nedbrytningen av nedfallna löv. Dessa siffror gäller för södra Sverige där vegetationsperioden är lång. Ericsson (1991) har dock visat att gödslingsbehovet av kväve kan vara lika stort år 2 som år 3 trots att kväveupptaget ökar det tredje året (tabell 2). Kalkylen bygger på att marken från början innehåller 50 kg/ha/år och ett atmosfäriskt nedfall på 10 kg/ha/år.

Under andra omdrevet ökar stamtillväxten jämfört med det första. Kväveupptaget är fortsatt högt medan gödslingsbehovet minskar avsevärt. Detta beror på att en stor del av kvävet i bladförnan recirkuleras från föregående år. En del av kvävet i bladen tas också in i stammen innan lövfällning (Danfors *et al.*, 1997). Vid en mullhalt i jorden på 3 viktsprocent tillförs jorden ca 35 kg N/ha/ år (Danfors *et al.*, 1997).

**Tabell 2** Stamproduktion, kvävegödsling och kväveupptag hos *Salix viminalis* under första och andra omdrevet (Ericsson, 1991)

	År 1*	2	3	4	skörd	5	6	7
Stamproduktion (ton/ha)	<1	8	11	13		9	11	14
Kväveupptag (kg/ha)	-	185	259	278		209	275	300
Gödslingsbehov N (kg/ha)	-	114	117	79		30	42	48

\*) planteringsåret.

### Miljökonsekvenser av salixodling

Odling av *Salix* har i jämförelse med spannmålsgrödor flera positiva effekter ur miljösynpunkt (Ledin, 1998). Insatsen av fossila bränslen är låg vilket leder till att förbränning av biobränslet inte ger något nettotillskott av koldioxid till atmosfären. Vid rätt förbränningstemperatur avgår det organiskt bundna kvävet som kvävgas. (Stig Ledin, pers. medd., 1999). Efter förbränning kan askan i vissa fall återföras till odlingen (Danfors *et al.*, 1997).

Effekterna på naturmiljön vid energiskogsodling är de samma som vid odling av spannmål, vall mm. Men störningarna på det omgivande ekosystemet är vanligen mindre. Förutom förmågan att som vegetationsfilter rena olika sorters vatten från näringsämnen och tungmetaller har energiskogsodling också andra positiva effekter på naturmiljön.

En estetisk effekt är uppenbar vid odling av energiskog då ett fullvuxet bestånd före skörd kan nå upp till 6 m höjd. Vid odling i låglänt terräng i ett kuperat landskap och på avstånd från bebyggelse och allmänna vägar behöver landskapsbilden ej störas.

Vanligen är användningen av herbicider mindre än för odling av andra grödor, eftersom bekämpningen av ogräs är koncentrerad till hösten före plantering samt första och andra året efter plantering. Vid val av selektiva herbicider kan störningarna på markfaunan och den övriga faunan minimeras.

Jordarnas innehåll av humus i det översta märskiktet blir med tiden högre än för odling av spannmålsgrödor. Förnaperproduktionen från nedfallna löv på hösten och frånvaro av omblandning av jorden genom plöjning på hösten är orsakerna till detta. Energiskogsodling leder därför till en ökning av markens kolinnehåll (Johansson, 1994). Ur miljösynpunkt är detta en fördel då kolet är bundet i organiskt material istället för att vara oxiderat till koldioxid i atmosfären.

Energiskogsodling bör inte verka försurande på marken om odlingen sköts på rätt sätt. Salixen som vid gynnsam jordstruktur har djupa rötter tar upp katjoner med markvätskan och omfördelar dessa till markens övre skikt via förnanedbrytningen. Detta leder till en buffrande effekt och pH-förändringar motverkas. Om askan från förbränningen återförs till marken tillförs jorden de katjoner som varit bundna i växtbiomassan och man får en kalkverkan på jorden (Ledin, 1998).

En mer gynnsam situation för markfaunan har visat sig vid energiskogsodling, vilket skulle kunna vara resultatet av högre andel organiskt material samt mindre störning från den årliga jordbearbetningen (Andersson, 1989).

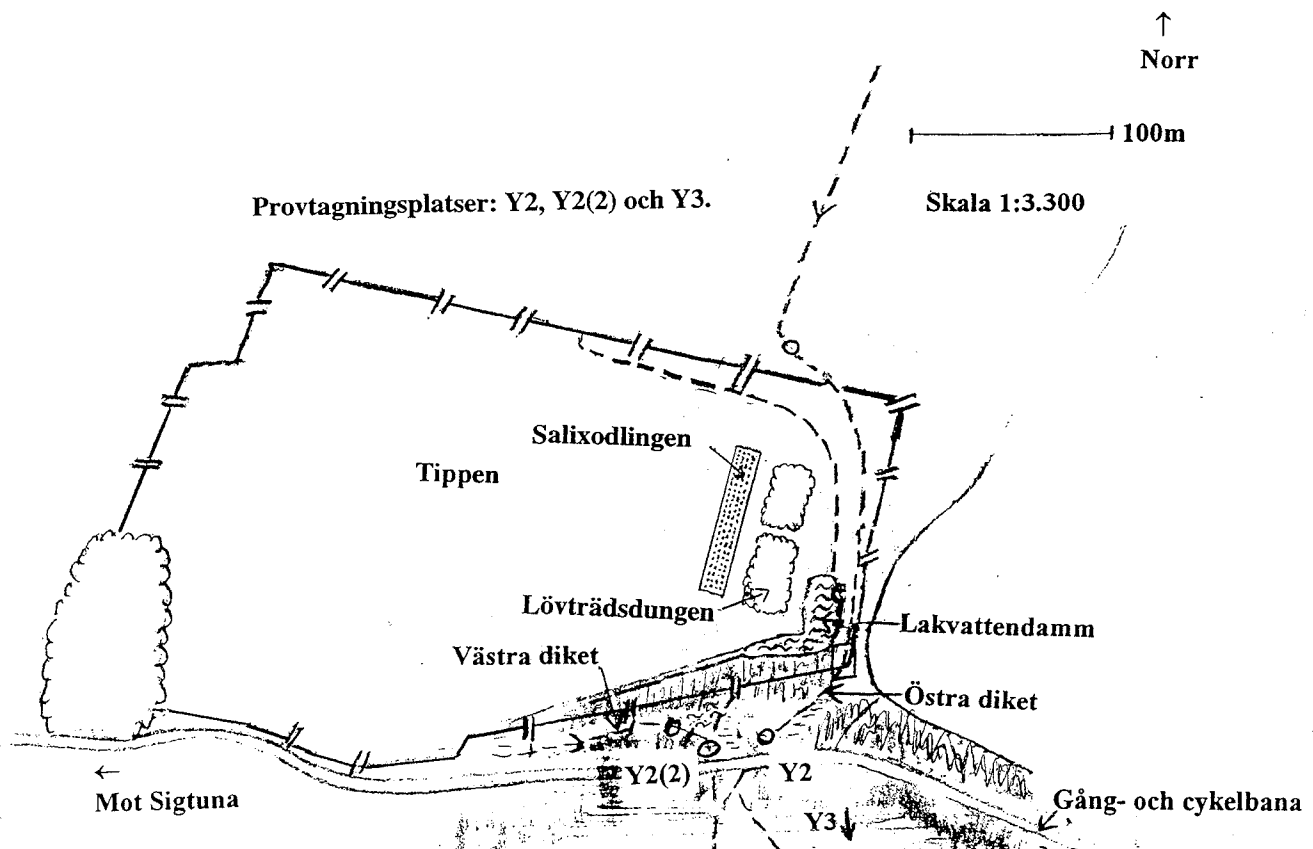
Energiskog ger både föda och skydd åt ett flertal djurarter. Olika sorters vilt som hare och rådjur betar på videbuskarna vilket dock kan bli ett problem för odlaren med minskad biomassaproduktion som följd. Flera småfåglar tar gärna skydd i det täta videbuskaget (Göransson, 1989).

Salix har högre kapacitet än andra grödor att binda in kadmium i växtbiomassan (Brieger *et al.* 1992) och kan därmed fungera som renare av kadmiumförorenad mark.

## **MATERIAL OCH METODER**

### **Rävstatippen**

Rävstatippen ligger i Sigtuna kommun mittemellan Sigtuna och Märsta samhällen. Tippen är ca 10 ha och användes för deponering av hushålls- och industriavfall från mitten av 50-talet fram till 1982 (Gunnar Eurell, pers. medd., 1998).



Figur 7. Karta över tippen med salixodlingen, lövträdsdungen och lakvattendammen.

#### Täckning av och växtetablering på deponin

Efter avslutad deponering täcktes avfallet med ett ca 30 cm tjockt täckskikt bestående av styv lera. Täckningen gjordes efter gällande regler för att hindra löst avfall att blåsa i väg eller av djur föras bort utanför deponins område samt för att minska tillförseln av lakvatten från perkolerat regnvatten. Växtligheten består idag till största delen av gräs. Man har planterat en del buskar och lövträd på olika delar av tippen. Dessa har i vissa fall haft svårt att etablera sig. I områdets östra del planterades i slutet av 70-talet olika lövträd, där man ville studera hur etableringen av dessa varierar på olika tät- och täckskikt. Studien syftade till att påvisa hur man på bästa sätt kan minska produktionen av lakvatten (Karlqvist & Löfgren, 1981).

#### Deponins lakvattensituation

För att minska spridningen av lakvatten från deponin grävdes två avskärande diken längs den norra och södra delen av deponin. Dessa diken leder ned till en lakvattendamm vid deponins sydöstra hörn. Dammen schaktades ur i två omgångar, den största delen kring 1975, och tätades därefter med gyttejlera. Dammen samlar upp lakvattnet. Suspenderat material sedimenterar efter en tid och bildar ett slamlager på dammens botten. Dammen på 2300 m<sup>3</sup> är underdimensionerad för deponins produktion av lakvatten. Detta leder till att överskottsvatten bildas vid högt vattenstånd. Överskottsvattnet leds bort via ett bräddavlopp och ut i ett dike vid sidan av dammen. Diket leder ned till ett kärr och nedströms kärret efter ett kulverterat dike leds vattnet ut i Flottviken i Mälaren. Längs deponins sydvästra sida ligger också ett dike som för med sig vatten från deponin, antingen genom kontakt med grundvattnet eller genom att vatten från det inre avskärande diket "läcker" och den avskiljande vällen mellan dessa diken släpper igenom vatten genom hydrologiskt tryck. Båda diken för således med sig lakvatten, om än kraftigt utspätt, in i kärret och ned i Mälaren.



**Figur 8.** Kärret nedströms deponin.

### **Vattenföring vid kärrets utlopp och bestämning av Flottvikens avrinningsområde**

Mätning av vattenföringen utfördes i mitten av april med hjälp av flygel vid utloppet av kärret. Bäckens bredd var 150 cm. Medeldjupet 15 cm. Bredden \* medeldjupet = tvärsnittsarean (A). Vattnets medelhastighet (V) mättes på 10 cm djup med 20 cm avstånd mellan varje mätpunkt. Bäckens vattenföring (Q) räknades sedan fram med hjälp av formeln  $Q=V*A$ . Avrinningsområdet fram till mätpunkten bestämdes med hjälp av topografisk karta. Vattendelarna till avrinningsområdet bestämdes utifrån höjdkurvorna på kartan. Uppgifter om den specifika avrinningen hämtades från SMHIs vattenarkiv, station 61-1742, Stabbybäcken, vilken var den närmaste stationen där kontinuerliga mätningar görs. Med kännedom om avrinningsområdets storlek och den specifika vattenföringen för olika månader kan därmed vattenföringen bestämmas och jämföras med det uppmätta värdet.

### **Etablering av vegetationsfiltret**

Ytan som skulle planteras stakades ut och valdes till 1000 m<sup>2</sup> med sidorna 12\*84 m. Bredden fick begränsas till 12 m, beroende på spridarnas kapacitet för kastvidd (se bevattning). Vegetationsperioden i Stockholm-Uppsala är mellan 180-200 dygn från 15 april till 15-31 oktober (Eriksson, 1986).



## Ogräsbekämpning

Den 5 maj behandlades fältet där vegetationsfiltret skulle ligga med Roundup. Kvikrot och annat ogräs bekämpas därmed. Doseringen gjordes enligt tillverkarens rekommendationer. Besprutningen utfördes manuellt. Efter ca 3 veckor hade behandlingen verkat ut. Det kalla vädret under månaden försenade effekten av behandlingen med en vecka. Den första manuella ogräsbekämpningen utfördes redan 2 veckor efter planteringen och vid ytterligare två tillfällen under säsongen.

## Jordbearbetning - ny växtbädd

Den 26 och 27 maj genomfördes jordbearbetningen, dvs "kultivering" och påläggning av ny jord, växtbäddens ytskikt. Hårda delar som metallskrot och plaströr sticker upp här och var. Den underliggande leran med det döda gräset vändes upp och ned samt finfördelades. Ytan jämnades till efter bästa förutsättningar. Jorden påfördes och jämnades ut. Jorden levererades av Jehanders AB i Bålsta och klassificeras som lerig mullrik sand. Den pålagda jorden hade en halt av lättillgängligt fosfor på 6 mg/100 g, bestämd enligt P<sub>AL</sub> metoden; och en kaliumhalt på 6,9 mg/100 g, bestämd enligt K<sub>AL</sub> metoden, lufttorr jord.

## Plantering

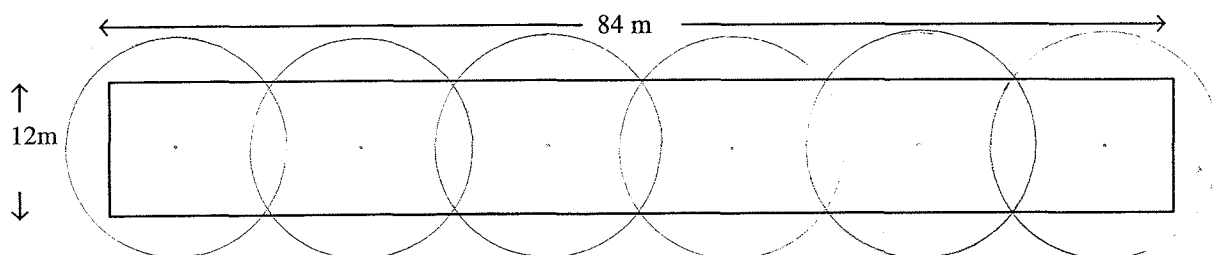
Plantering utfördes manuellt och genomfördes under tre dagar vid månadsskiftet maj/juni. Sticklingar av *Salix viminalis*, klon *Tora* levererad av Svalöf Weibull valdes med tanke på dess snabba tillväxt, beständighet mot bladrostsvamp och resistens mot insektsangrepp. Unga plantor kan vara frostkänsliga. Klonen bör ej odlas norr om Stockholms län om inte terrängläget är gynnsamt. Den varma sommaren medförde dock inga problem med frost. Angrepp av vilt kan förekomma om annan föda är ringa. Raderna för sticklingarna stakades ut med hjälp av måttpinnar och måttband. Sticklingarna planterades i dubbelrader. Avståndet inom raderna valdes till 75 cm och mellan dubbelraderna till 125 cm. Avståndet mellan varje stickling inom raderna bestämdes till 50 cm (Nils-Erik Nordh, pers. medd., 1999).



**Figur 9.** Mödosamt arbete med plantering av sticklingar.

## Bevattning

Bevattningen utfördes med 6 stycken cirkelspridare med dubbla munstycken. Spridarna placerades på 14 meters avstånd från varandra för att tillräcklig överlappning och jämn nederbörd skulle erhållas (figur 10). Med ett arbetstryck på 350 kPa gav spridarna i genomsnitt 6 mm/h med den spridaruppställning som användes. Bevattningen påbörjades den 1 juni. Initialt bevattnades varje stickling med 0,5 liter vatten. Under de tre första veckorna bevattnades odlingen fem gånger med sammanlagt 100 mm på sektion 1-3 och 120 mm på sektion 4-6. Från och med fjärde veckan efter plantering bevattnades ytan under 5 timmar/vecka och 30 mm/vecka. Totalt bevattnades sektion 1-3 med 494 mm och sektion 4-6 med 514 mm från juni t.o.m. september.

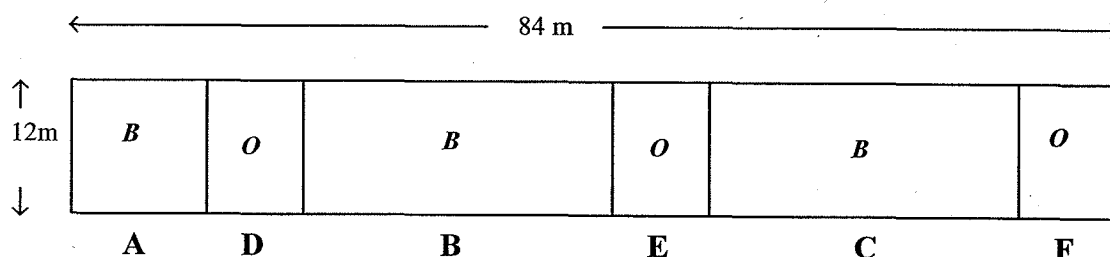


**Figur 10.** Skiss över spridaruppsättning och effektiv kastvidd av vattnet på den planterade ytan. De tre första spridarna från vänster räknat i figuren utgör sektion 1-3, de tre spridarna till höger utgör sektion 4-6.

## **Lövträdsdungen**

### Provplatsbeskrivning

Lövträdsdungen ca 0.15 ha stor med en avlång något oregelbunden form med måtten 18\*85m. Den ligger mellan lakvattendammen och Salixodlingen. Dungen är uppdelad i 2 intilliggande fält som löper parallellt med odlingen. Hela dungen upptar en större yta än vad som avsattes för att avgränsa parcellerna (rutorna inom vilka provtagningar gjordes). Dungen är därför lika lång som, men betydligt bredare än provtagningsfältet. Provtagningsfältets mått och indelning av parceller framgår av figur 11.



**Figur 11.** Skiss över bevattnade (B) och obevattnade (O) parceller i lövträdsdungen och spridaruppsättning. A-F anger parcellens identitet.

Plantering av den nuvarande dungen genomfördes i maj 1980 (Karlqvist & Löfgren, 1981). Marken är av heterogen natur beroende på de infiltrations- och växetableringsförsök som Stat-

ens Geologiska Undersökning lät göra i början av 80-talet. Markens översta skikt ned till 30 cm består av kompost eller kompost+morän samt mo och organiskt material (se resultat och diskussion, jordprov). Fälten med täckskikt är utlagda om sex stycken rutor om 6 x 18 m (Framgår ej av figur 11). Tillsammans bildar fälten en avgränsning i två lika stora fält på 18 x 40 m. De bevattnade respektive obevattnade parcellerna går om lott över de olika täckskikten enligt följande:

*Siffran inom parentes ( ) anger hur stor del av parcellens yta som ligger på respektive täckskikt.*

Bevattnade:

- Parcell A ligger på täckskikt med mo och organiskt material (1/3) och kompost (2/3).
- Parcell B ligger på täckskikt med kompost (1/6) och kompost-morän (5/6).
- Parcell C ligger på täckskikt med mo och organiskt material (1/6) och kompost (5/6).

Obevattnade:

- Parcell D ligger på täckskikt med enbart kompost.
- Parcell E ligger på täckskikt med enbart kompost -morän.
- Parcell F ligger på täckskikt med mo och organiskt material (1/2) och lera\* (1/2).

\*Lera som ligger utanför försöksytan för infiltrations-, och växtetableringsförsöken.

Trädskiktet består till största delen av lövträd. Den dominerande arten är hybridasp (*Populus triploides*). Andra lövträd är björk, sälg, hägg och slån. Även gran förekommer. I fältskiktet dominerar brännässla vid sidan om gräs.

#### Jordprovtagning för bestämning av kväveinnehåll

Provtagningen utfördes två gånger, på försommaren i början av juni och i slutet av september, efter avslutad bevattning. I varje parcell gjordes 16 stick på djupet 0-10 cm. Stickplatserna i varje ruta valdes ut slumpmässigt, så att en någorlunda jämn fördelning av sticken inom rutan erhöles. Totalt erhöles sex generalprov, en från varje parcell. Proverna placerades i kylväska och hölls frysta fram till dess att analyserna utfördes.

#### Stamomkrets för bestämning av biomassatillväxt

Mätningen genomfördes i början av juni före bevattningen och i slutet av september efter avslutad bevattning. I dungens sex parceller mättes stamomkretsen på lövträd, huvudsakligen hybridasp. Sju träd i varje bevattnad respektive obevattnad ruta valdes ut utom i parcell E där endast 6 träd fanns tillgängliga. Totalt 41 träd mättes. Varje träd mättes upp 3 gånger på 130 cm höjd.

#### Trädviktsbestämning

5 träd fälldes med motorsåg och delades upp i hanterliga storlekar, en från varje parcell utom i parcell C. Delarna av varje träd, stam och grenar med kvarvarande blad, vägdes och delvikterna summerades.

### Bestämning av lufttorra prov och ts- bestämning

Trissor från de fällda träden sågades upp på tre höjder: 10, 130 och 500 cm ovanför markytan. Trissorna vägdes färskt, torkade i 6 dygn i 55°C till lufttorrt prov och vägdes igen. Temperaturen visade sig vara otillräcklig varvid en del av trissorna torkades i ytterligare 2 dygn vid 80°C. Inte heller vid denna temperatur minskade vikten nämnvärt (se resultat och diskussion).

Vedpulvret från vedprovtagning (se nedan), mortlades och ugn-torkades vid 102 °C i 12 timmar, efter att ha torkat till lufttorrt vid 55°C i 4 dygn.

### Vedprovtagning för bestämning av kväveinnehåll

Provtagningen utfördes vid ett tillfälle i början av oktober, 2 veckor efter att bevattningen avslutats. Samma träd som vid mätning av omkrets valdes ut för vedprovtagning. Tre stycken 10 mm djupa hål i varje träd borrades upp, vid 15, 130 och 200 cm ovanför markytan. Pulvret samlades upp och blandades till 6 generalprov, ett för varje parcell.

## **RESULTAT OCH DISKUSSION**

### **Vattenföring**

Vattenföringen bestämdes dels vid direkt mätning i vattendrag med hjälp av flygel, dels med hjälp av kännedom om områdets storlek och den specifika avrinningen. Vid en jämförelse mellan de båda metoderna, visar resultaten på en förhållandevis liten skillnad.

### Flygelmätning

Vattnets medelhastighet (V) vid 10 cm, uppmättes och beräknades till 16,1 cm/s. Bäckens tvärsnittsarea (A) bestämdes. Vattenföringen (Q) i april beräknades till 36,3 l/s.

### Med kännedom om avrinningsområde och specifika avrinning

Vattenföringen Q (flygelmätning) = 36,3 l/s jämfört med den vattenföring som beräknats med hjälp av avrinningsområdets storlek och den specifika avrinningen i april. Då den beräknade vattenföringen stämmer väl överens med de med flygel uppmätta värdena, kan en god approximation för årsmedelvattenföringen och därmed årsbelastningen av kväve på Flottviken göras. Avrinningsområdet ned till inloppet av kärret är ca hälften så stort 0,61 km<sup>2</sup> som ned till utloppet av kärret 1,23 km<sup>2</sup>. Avrinningsområdets storlek behöver dock inte vara proportionell mot vattenföringen vid respektive punkt. Dränerande diken ned mot inloppet av kärret vid Y2 resp Y2(2) ger sannolikt en högre vattenföring i förhållande till avrinningsområdet. Det obefintliga vattenflödet i dikena vid Y2 och Y2(2) gjorde det omöjligt att mäta flödet i dessa punkter.

**Tabell 3.** Beräkning av vattenföringen med hjälp av den specifika avrinningen för april, juni-aug och årsmedeltalet. (Data från Stabbybäcken, station 61-1742, SMHI, Svenskt vattenarkiv). 1: avser avrinningsområdet ned till inloppet av kärret, 2: avser området ned till utloppet av kärret där flygelmätningen gjordes, 3: avser området ned till Flottviken. Se karta figur 7. Avrinningsområdets storlek är ingen exakt bestämning utan endast avgränsad och beräknad utifrån höjdkurvorna på en topografisk karta

Avrinningsområde: (Area km <sup>2</sup> )	Vattenföring Q (l/s) vid specifik avrinning		
	april 24,8 l/s/ km <sup>2</sup>	juni-augusti 1,9 l/s/km <sup>2</sup>	Årsmedeltal 7,2 l/s/km <sup>2</sup>
1: 0,61	15,1	1,2	4,4
2: 1,23	30,5	2,3	8,9
3: 1,57	38,9	3,0	11,3

Totalkvävekoncentrationerna tenderar till att vara högre i Y2 än Y2(2) och Y3 (se tabell 4). Den höga standardavvikelsen i Y2(2) gör det svårt att uppskatta årsbelastningen från det västra diket. Halterna i Y3 visar på minst variation under året vilket skulle kunna tyda på utjämnings effekter från kärret. Inkommande kväve från dikena nitrifieras och tas upp av vegetationen samt denitrifieras och avgår som kvävgas. Mineralisering av organiskt kväve i kärret genererar ammonium och nitrat. Organiskt och oorganiskt kväve tillförs också kärret från omgivande skogsmark. Vattnets uppehållstid har sannolikt stor betydelse för fastläggningen av kväve i kärret.

**Tabell 4.** Totalkvävehalter i avrinningsområdets vattendrag nedströms deponin vid punkterna Y2, Y2(2) och Y3 (se karta figur 7). Anm. Serien över året är inte sammanhängande. Mätosäkerhet  $\pm 7\%$ . SD = standardavvikelse

Provtagningsidentitet	Koncentration Tot-N (mg/l)		
	Y2	Y2(2)	Y3
Juni -98	3,0	38,0	5,0
Nov. -98	17,0	1,1	9,6
Dec. -98	10,0	3,3	6,9
Jan. -99	10,0	1,4	6,5
Feb. -99	-	-	-
Mars. -99	6,6	0,7	6,9
April -99	11,0	21,0	1,5
Maj -99	20,0	2,3	9,1
Juni -99	8,0	9,9	7,4
Medel	10,7	9,7	6,6
SD	5,5	12,5	2,5

Den totala belastningen av totalkväve på kärret blir utifrån data i tabell 4:  
 april = 625 kg / mån , juni- augusti = 30 kg / mån , årsmedel = 110 kg / mån.  
 Den totala belastningen av kväve på Flottviken blir då: april = 400 kg / mån,  
 juni- augusti = 30 kg /mån, årsmedel = 160 kg /mån.

## Lakvattendammen

Lakvattendammens volym uppmättes under sensommaren. Totalt 25 djup uppmättes med hjälp av lod. Lakvattendammens yta uppmättes till 1360 m<sup>2</sup>. Medelvärdet av djuplodningarna bestämdes till 170 cm. Volym= yta\*medeldjup. 1360 m<sup>2</sup> \* 1.70 m = 2312 m<sup>3</sup> ~2300m<sup>3</sup>.

## Vattenbalansen för de bevattnade ytorna

Uttag av vatten från dammen under bevattningsperioden var (juni-september) 910 m<sup>3</sup> fördelat på 1720 m<sup>2</sup>. Detta motsvarar en nederbörd från spridarna på 529 mm. Evapotranspirationen under samma period var 406 mm (3,4 mm/dag) beräknad utifrån den potentiella evapotranspirationen enligt Penman (Alt. 1 nedan). Sannolikt har den verkliga evapotranspirationen varit högre än den potentiella. Hasselgren (1992b) visade t.ex. att en växande salixodling kan evapotranspirera upp till 4,8 mm/dag under hela säsongen, vilket även stöds av andra undersökningar (se potentiell evapotranspiration). Det skulle ge en evapotranspiration under juni-september på 576 mm (Alt. 2 nedan). Det resterande vattnet magasineras eller recirkuleras förr eller senare tillbaka till dammen. Normalnederbörden (1961-1990) i området var i genomsnitt under perioden kring 240 mm (Alexandersson & Andersson, 1995) och i Stockholm under perioden endast 160 mm (Internet, SMHI, 1999).

Vattenbalansen över bevattningsanläggningen för perioden kan summeras enligt följande:

U=uttag av lakvatten under perioden.

Ep =evapotranspirationen under perioden.

M= vatten som magasineras i jorden eller recirkuleras tillbaks till dammen.

P=nederbörd under perioden.

M=U+P-Ep ger: Alt 1). 529+240-406=363 mm , Alt 2). 529+240-576=193 mm.

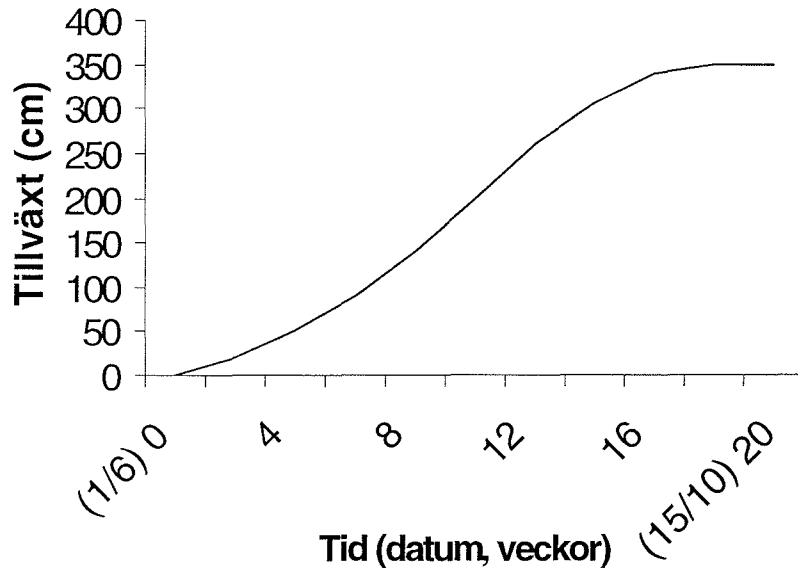
Hur stor del av vattnet som magasineras i jorden under vintern finns det inga uppgifter på. En torr sommar som denna minskar det magasinerade vattnet och det vatten som recirkuleras tillbaks till dammen och omvänt under en nederbördsrik sommar. Vid täta intervaller mellan bevattnings- eller nederbördstillfällena hålls jorden fuktig under en större tid vilket leder till att evapotranspirationen ökar.

Om uttaget av lakvatten för en säsong på 0,1 ha stor yta är 530 mm (=530 m<sup>3</sup>) och 193 m<sup>3</sup> återcirkuleras tillbaka till dammen kommer den totala mängden bortfört vatten att uppgå till 337 m<sup>3</sup> under de förhållanden som gäller för Ep och P under perioden i alternativ 2). Evaporationen från lakvattendammen antas vara försumbar. För att minska lakvattenmängderna på lång sikt skulle det behövas en odlad yta på 2300m<sup>3</sup> / 337m<sup>3</sup> = 6,82 eller ca 7 gånger större än detta försöks 0,1 ha.

BOD/COD kvoten var 0,06 vilket är ett karaktäristiskt värde för lakvatten i metanogen fas.

## Vegetationsfiltret

Med god vattentillgång i det varma och soliga vädret har tillväxten av plantorna överlag varit mycket god. Under en period på 5 veckor från 15/7 till 20/8 ca. var den högsta tillväxten 150 cm, dvs 30 cm i veckan! (figur 10). Sluthöjden för en stor del av beståndet blev 330-375 cm. En majoritet av plantorna nådde en sluthöjd på 250 cm eller mer.



**Figur 12.** Tillväxt av de mest väletablerade plantorna. Mätningen gjordes med måttband, där utvalda skott följdes under hela mätperioden.

Variationen i tillväxt har dock varit stor vilket kan ha flera orsaker, (i), jordtäcknet är ej jämntjockt överallt. Ett djupare lager med lerig mullrik sand vilken kan betraktas som en morän i förmåga att hålla växttillgängligt vatten vilken också är större än i leran. Den underliggande styva leran kan innehålla makroporer och kan därmed dräneras fortare. Förmågan för rötterna att tränga igenom de båda skikten är likvärdig (figur 4). (ii), den fysikaliska miljön i leran är inte homogen överallt. Rotnedträngningen kan stoppas rent fysikaliskt av något stort metall-, plast- eller gummiföremål. (iii), kan den kemiska miljön kring rötterna verka toxisk. Metangas diffunderar igenom det deponerade materialet och marken, lokalt höga halter av någon tungmetall, salt, fenol eller någon annan klororganisk förening kan minska eller helt hindra rötterna att växa. (iiii), plantorna i de yttersta kanterna har fått mindre vatten än plantorna närmare spridarna. Detta förklaras delvis med ojämna vind vilken varit svår att kompensera för men främst av att spridarna inte ger jämn nederbörd inom kastsektorn (se material och metoder, bevattning). Ytterligare orsaker till att vissa sticklingar inte etablerat sig eller etablerat sig senare är att de satts ned upp och ned, brutits av eller på annat sätt skadats när de satts ned. Sticklingar med dåligt utvecklade rot och skottanlag etablerar sig också senare.



**Figur 13.** Delar av den välväxta salixodlingen.

Antal sticklingar som inte bildat synliga bladskott 12 veckor efter plantering var 97 st av totalt 2168 st. Detta ger en etableringsgrad på 95,5 %. Vidare har 25-30 % av skotten utsatts för betning av rådjur, vilket i vissa fall reducerat höjden på skotten avsevärt. Kanterna är hårdast drabbat samt sektion 5 och 6 i den norra delen av fältet.

## Lövträdsdungen

### Kväveinnehåll i jorden

Koncentrationen av totalkväve förändras inte nämnvärt i någon av de bevattnade parcellerna under bevattningsperioden (tabell 5). En liten minskning (6 %) kan noteras i parcell A där kompost dominerar i ytskiktet. I parcell B där kompost+morän dominerar har mängden Tot-N ökat med 20 %. Sammantaget är ökningen liten, ca 5%.

I de obevattnade parcellerna har mängden totalkväve förändrats mer både uppåt och nedåt än i de bevattnade. En ökning med knappt 50 % i parcell D (kompost) och med 12 % i parcell E (kompost-morän) uppmättes. I parcell E som till stor del består av lera uppmättes en 25-procentig minskning av totalkvävet. Den totala ökningen var drygt 30 %. Medelvärdena i de båda grupperna är likstora medan variationen inom gruppen är större på de obevattnade ytorna.

C/N kvoten ligger mellan 12-18 i både bevattnade och obevattnade parceller och endast små förändringar har skett under bevattningsperioden. Kvoten är i samtliga parceller långt under de gränsvärden där nitrifikationen missgynnas (< 25-30). Nitrifikationen hämmas alltså inte på grund av C/N kvoten vilket även kan läsas ur resultaten i figur 10. Kvoten minskar något i parcellerna A,B,D och F, är oförändrad i C och ökar något i E. Det går inte att dra några slut-



satser om förändringarna av C/N kvoten som beror på variationen mellan innehållet i täckskikten.

**Tabell 5.** Totalkvävehalter i jorden och C/N-kvoter samt medelvärden i bevattnade (A-C) och obevattnade (D-F) parceller i juni, före bevattningen och i september, efter bevattningen

Parcell	Prov i juni			Parcell	Prov i september		
	Tot N %	Tot N 1000 kg/ha	C/N		Tot N %	Tot N 1000 kg/ha	C/N
A	0,53	6,62	13,4	A	0,49	6,25	13,1
B	0,49	6,13	13,1	B	0,59	7,38	12,7
C	0,35	4,38	14,7	C	0,35	4,38	14,7
D	0,83	10,38	13,1	D	1,23	15,40	12,7
E	0,25	3,13	13,2	E	0,28	3,50	13,4
F	0,12	1,50	17,2	F	0,09	1,13	16,6
Medel A-C	0,46	5,71	13,7		0,48	6,00	13,5
Medel D-E	0,40	5,00	14,5		0,53	6,67	14,2

Ökningen av totalkvävehalterna och mängden av totalkväve kan inte förklaras av att ytan varit bevattnad med kväverikt vatten då det föreligger en ökning i båda grupperna. En stor ökning av totalkvävet i de bevattnade parcellerna är inte förväntat då det tillförda kvävet från lakvattnet endast utgör 1/20 till 1/30 av totalkvävet i markens ytskiktet. Dessutom föreligger det mesta kvävet som tillförts i form av ammonium som snabbt omsätts och försvinner från markskiktet. I parcell B tycks en ackumulering av organiskt kväve ha skett. Här har dock nitrifikationen varit hög och genererat mycket nitrat. Mineraliseringen av organiskt material har inte varit tillräcklig för att få en nettominskning av kvävet.

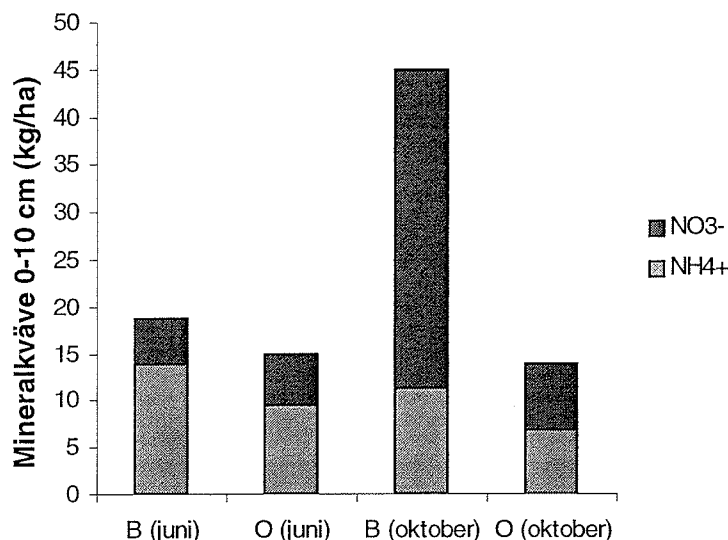
Den relativt stora ökningen av totalkvävehalterna i parcell D, tyder också på att organiskt material ökat vilket är märkligt eftersom ingen medveten gödsling på ytan har skett. Även ammonium och nitrathalterna har ökat kraftigt i parcell D (se \*kommentar till figur 14). En ökning av totalkväve i obevattnade parceller kan också förklaras med att blad och andra växtdelar fallit ned mot slutet av säsongen på grund av vattenbrist. En mindre ökning kan ju också märkas i parcell E. Eventuellt kan en liten minskning av kvävehalten i parcell F förklaras av täckskiktet där halva ytan består av lera.

Ammoniumhalten före bevattningen (i juni) var på de bevattnade parcellerna 13,90 kg /hektar mot 9,50 kg /hektar på de obevattnade (figur 14). Ammoniumhalten var genomgående högre där täckskiktet dominerar av kompost, parcell A,C & D. Nitrathalten var före bevattning ca 1/3 av ammoniumhalten på de bevattnade parcellerna och ca hälften på de obevattnade. I parcell F, med 50% lera är nitrathalten klart lägre än i de övriga parcellerna.

Efter bevattningen (i oktober) hade ammoniumhalten sjunkit något i både de bevattnade, 11,38 kg/hektar och obevattnade 6,87 kg /hektar, parcellerna. I de bevattnade parcellerna har det skett en minskningen där kompost dominerat (A & C) och en ökning i parcellen med kompost-morän vilket även gäller för obevattnad yta. Nitrathalterna däremot ökade ca sju

gångar i de bevattnade parcellerna till 33,48 kg /hektar och endast marginellt i de obevattnade parcellerna. Nitralthalterna ökade i samtliga parceller oberoende av bevattningen.

Här måste dock noteras att värdet från en av de obevattnade parcellerna i oktober är ca 8 gånger högre (ammonium) respektive 14 gånger högre (nitrat) än för medelvärdet av de två övriga (se även totalkväve i tabell 5). Den måste därför betraktas som en outlier, då någon yttre påverkan, spillning från djur eller liknande, föreligger. Någon markkemisk eller markbiologisk orsak till detta anses inte vara trolig. Mineralkvävehalten för de obevattnade parcellerna i oktober presenteras därför ifrån medelvärdet av två i stället för tre delvärden.



**Figur 14.** Ammonium-(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) och nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) mängderna i de översta jordlagret i dungen. B=bevattnade parceller, O=obevattnade parceller. Medelvärden bestämda från tre delvärden i bevattnade respektive obevattnade parceller. (\*Medelvärdet från de obevattnade parcellerna i oktober är endast beräknade utifrån två delvärden).

Den ökade mängden av nitrat tyder på att förutsättningarna varit goda för nitrifikation i de översta markskiktet, särskilt i de bevattnade parcellerna. Den bildade mängden nitrat var störst i de bevattnade parcellerna både procentuellt sett och i absoluta tal. Hur stor del av nitraten som denitrifierats eller lakats ut till lakvattnet är inte kvantifierat och därför svårt att uttala sig om, men kan i gynnsamma fall uppgå till 30-60 kg/ha/år (se dissimilativ nitratreduktion). Förutsättningarna för att kvävet skall avgå som kvävgas efter denitrifikation är större djupare i markprofilen där jorden är hårdare packad och innehåller mindre luft. Den överlag höga andelen organiskt material ger goda förutsättningar för en hög denitrifikation. Sannolikt har även pH-värdet varit tillräckligt högt för att gynna denitrifikationen, även om inga pH mätningar i jorden är gjorda. Detta antas på grund av att pH-värdet i lakvattnet varierar mellan 7,5-8,0 samt att jorden är rik på organiskt material från lövträd.

De olika täcksikten påverkar naturligtvis också de markfysikaliska egenskaperna som infiltrationskapacitet och hydraulisk konduktivitet som också styr markens luftinnehåll och därmed ombildningsprocesserna av kväve, i synnerhet på större djup i marken. Även markkemiska förhållanden så som pH och förhållandet mellan lätt och svårtillgängliga näringsämnen

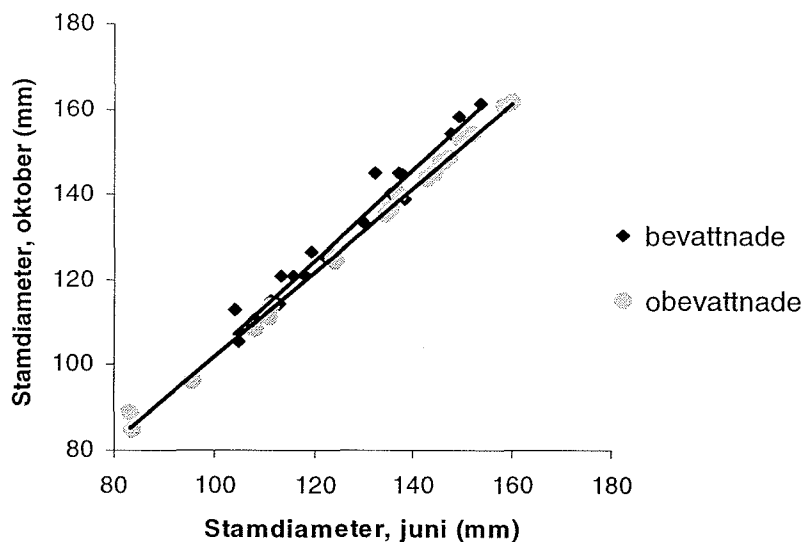
skiljer sig sannolikt mellan fälten. Dessa förhållanden har naturligtvis förändrats under åren. T.ex. har andelen organiskt material ökat från bildningen av förna. En viss omblandning i vertikalled mellan olika skikt kan man också förvänta sig.

För den intresserade finns resultat kring etablering och tillväxt de första åren efter plantering i Karlqvist & Löfgren (1981). Resultat kring infiltrationskonduktivitet i de olika tät- och täckskikt finns i Karlqvist & Olsson (1981).

Mineralkvävehalterna är i skogsjordar normalt mycket låga ( $<0,1 \text{ mg/l NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ ). Eftersom kväveflödet i det interna kretsloppet är mycket stort, jämfört med de kvantiteter som finns i marklösningen, kan dramatiska ökning av markvattnets kväveinnehåll förekomma vid obalans i kretsloppet (Andersson, 1992).

### Biomassatillväxt

De bevattnade trädens stamdiameter vid bröst höjd ökade i genomsnitt 2,9 ggr så mycket som de obevattnade träden, 5 (4,9) mm mot 1,7 mm. Skillnaden i tillväxt mellan de båda grupperna av träd illustreras i figur 11.



**Figur 15.** Stamdiameter av bevattnade och obevattnade hybridaspår (*Populus triploides*), före och efter bevattning. Trendlinjens avvikelser från lutningen 1:1 ger skillnad i diameter tillväxt mellan de båda grupperna av träd i beståndet.

Vår 0-hypotes var att normaltillväxten hos hybridaspårarna är 1,7 mm under perioden, dvs. samma tillväxt som för de obevattnade träden. Medelvärde av de bevattnade trädens tillväxt var 4,9 mm. Standardavvikelse var 1,96. Antal prov 41. Antal frihetsgrader ( $n$ ) = 40 |  $t$  | kritisk = 2,021 med 95-procentigt konfidensintervall. |  $t$  | beräknat till 5,225 dvs.  $> | t |$  kritisk. Nollhy-

potesen kan därmed förkastas och skillnaden i tillväxtökning mellan bevattnade och obevattnade träd är statistiskt signifikant.

De bevattnade trädens högre tillväxt förklaras i första hand med större tillgång på växttillgängligt vatten, i andra hand med ökad tillgång på näring. Denna torra och varma sommar har lett till att de obevattnade träden lidit brist på vatten för god tillväxt. Trots asparnas vida rotutbredning har de inte nått några större mängder från de intilliggande markzonerna. Rötterna har troligen ganska snart sökt sig till större djup för att kunna nå vatten. De stora ytliga rötterna har troligen haft en mer stabiliserande funktion. Skillnaden i tillväxt mellan grupperna hade med stor sannolikhet blivit mindre med mer nederbörd under perioden.

Trädutväxten var större i de parceller i både bevattnad och obevattnad som domineras av kompost-morän, även då hänsyn tagits till stamdiаметern i varje parcell. En anledning till det kan vara en större mängd bildad nitrat i marken i dessa parceller än där kompost dominerar. Dock ej det starkt avvikande mätresultatet i parcell D. Skillnaderna i nitratmängd är troligen för små för att ge tillräcklig styrka åt sambandet.

Den ökade tillväxten hos de större träden förklaras antagligen med att de är mer växtkraftiga individer och att de etablerat sig i ett mer gynnsamt läge både med avseende på mikroklimat (vind, temperatur, fuktighet mm.) och den kemiska miljön i rotzonen. De större träden är också högre och skuggar därmed de mindre träden. Beskuggningen minskar bladytan som nås av solstrålarna. De större träden har alltså bättre konkurrensförmåga om ljuset vilket i förlängningen gynnar tillväxten. Skillnad i markens täckskikt inom dungen kan också vara en förklaring till storleksskillnader mellan de olika individerna i beståndet. (Se Karlkvist och Löfgren, 1981).

**Tabell 6.** Skillnad i stamtillväxt mellan obevattnade och bevattnade träd med en omkrets över respektive under 40 cm

Försöksled	Stamdiameter, mm		Tillväxt, mm.
	Före bevattning	Efter bevattning	
Obevattnade, omkrets>40 cm	146	148	2
Obevattnade, omkrets<40 cm	107	108	1
Bevattnade, omkrets>40 cm	139	145	6
Bevattnade, omkrets<40 cm	113	117	4

### Trädvikt

Vikten av de nedsågade träden varierar kraftigt (tabell 7) vilket också bekräftas av variationen i stamdiameter inom beståndet (figur 11). Vikten ökar mer i förhållande till stamdiameter vid 50 cm i jämförelse med yngre hybridaspår (Telenius, 1999).

**Tabell 7.** Färskvikt, torrsubstanshalt och stamdiameter för 5 utvalda hybridaspår (*Populus triploides*) i dungen. En från varje parcell (ej Parcell C). Prover och mätningar utförda efter bevattningsperioden. Torrsubstanshalten avser lufttorrt prov. A och B=bevattnade. D, E och F= obevattnade

Trädidentitet i parcell	Färskvikt (kg)	Torrsubstans (%)	Stamdiameter vid 50 cm (mm)
A	76,1	58,1	131
B	60,9	57,4	137
D	37,5	59,4	124
E	127,8	56,2	158
F	61,8	59,0	137

Skillnad i trädets morfologi med ökad ålder är förklaringen till variation av kvoten vikt/stamdiameter mellan 5-åriga och 20-åriga hybridaspår. Ju äldre träden blir desto större blir förgreningen. Vikten av grenarna ökar alltså med åldern på stammens bekostnad. Det kan förklaras med trädets strävan efter ljus för att hålla fotosyntesen igång. För att kunna ta upp mycket ljus krävs stort bladverk som i sin tur kräver många grenar. Här föreligger säkerligen kanteffekter. Individer inne i beståndet med större beskuggning skiljer sig i morfologi jämfört med individer i brynet som nås av större mängd ljus under dagen.

#### Vedens torrsubstanshalt

Den uppmätta torrsubstanshalten i de torkade trissorna varierar mellan 57 och 60 % (tabell 7). Torrsubstansen skulle kunna vara lägre i vissa fall, ned till 40 % eller ännu lägre, t.ex. i unga plantor och på våren då vattenupptaget är stort (Östen Bergman, pers. medd., 1999). En anledning till den höga torrsubstanshalten i trissorna kan vara förekomsten av vattenfyllda luftfickor i veden (Bouteljé & Rydell, 1995). Den verkliga torrsubstanshalten (ts) bestämdes till 92,96 % av det lufttorra provet och ligger till grund för beräkning av kväveinnehåll.

#### Kväveinnehåll i veden

Enligt avläsning ur en graf efter samma modell som Telenius (1999) där stamdiameter vid 50 cm plottats mot torrvikten finner man att de bevattnade trädens torrsvikt ökar med 18,6 kg och de obevattnade trädens torrsvikt med 6,1 kg.

De bevattnade träden lagrade in i genomsnitt 4,1 g N/kg ts  $\Rightarrow$  18,6 kg \* 4,1 g N/kg = 76,26 g N/träd. De obevattnade träden lagrade in i genomsnitt 3,4 g N/kg ts  $\Rightarrow$  6,1 kg \* 3,4 g N/kg = 20,74 g N/träd. Avståndet mellan träden ger en trädtehet på 906,25 träd/ha.

De bevattnade träden lagrade totalt in 76,26 g N/träd \* 906,25 träd/ha = 69 kg/ha.

De obevattnade träden lagrade totalt in 20,74 g N/träd \* 906,25 träd/ha = 18,8 kg/ha.

De bevattnade träden lagrar alltså in 3,5 ggr mer kväve / hektar än de obevattnade.

**Tabell 8.** Totalkvävehalter i procent av lufttorrt resp i procent av ts i ved av hybridasp samt kväueupptag och stamproduktion för beståndet (*Populus triploides*). Medelvärden för de bevattnade (A-C) resp obevattnade (D-E) parcellerna samt differensen mellan dessa visas längst ner i tabellen. Torrvikten och medelvärdet för 5 träd i parcellerna A,B,D,E och F. SD = standardavvikelse

Prov	Tot N (%)	Tot N (% av ts)	N-upptag (kg/ha)	Lufttorrt ved*(kg)	Stampro- duktion (ton/ha)
A	0,34	0,37		30,4	
B	0,42	0,45		24,4	
C	0,37	0,40		—	
D	0,34	0,37		15,0	
E	0,36	0,39		51,1	
F	0,23	0,25		24,7	
Medel A-C	0,38	0,41	69,1		16,9
Medel D-F	0,31	0,34	18,6		5,5
Medel A-F				29,12	
Differens (A-C)-(D-F)	0,07	0,07			
SD (A-C)		0,04			
SD (D-F)		0,08			

\*Vi antar att torrsubstansen för samtliga träd är 40 %. Vi approximerar vidare att kvävekoncentrationen är lika stor i hela trädet. I verkligheten är skillnaderna inte obetydliga (se under rubrik Växtupptag av näringsämnen och hur de byggs in i växten).

Vid parad signifikantstest av Tot-N i veden mellan bevattnade och obevattnade ytor bestämdes att skillnaden i kväuehalt inte var statistisk signifikant. Den uppställda nollhypotesen ( $H_0$ ) är att medelvärdet av bevattnade och obevattnade ytor inte uppvisar någon skillnad. Kan  $H_0$  förkastas?

Vårt uppmätta testvärde  $t$  bestämdes till 0,2306 och  $|t|$  kritisk=2,776.

$0,2306 < |t|$  kritisk och nollhypotesen kan därmed ej förkastas. Dvs. Tot-N i veden för bevattnade ytor avviker ej statistiskt signifikant från totalkväue i veden obevattnade ytor. Däremot är skillnaden i areellt upptaget i kg N/hektar signifikant säkerställt (se tabell 8).

Enligt Ericsson (1991) kan upptaget av kväue i stammen i en salixodling vara mellan 40-75 kg/hektar under första omdrevet (år 2-4), under förutsättning att stamproduktionen är 8-13 ton/hektar. Slutsatsen blir att salix under första omdrevet och ett 20-årigt hybridaspbestånd har likvärdig potential att ta upp kväue. Detta gäller för kväue i veden.

Då Telenius formel är konstruerad efter diametertillväxt vid 50 cm har detta värde använts för beräkning av tillväxten i hela trädet. Tillväxten minskar i verkligheten med trädets höjd vilket gör att tillväxten i kg måste räknas ned en del. Proportionerna i tillväxt mellan grupperna av träd är dock rimliga. Å andra sidan, om en formel hade tillämpats på den kurva som gäller för asparna i dungen ökar vikten i förhållande till stamdiametern, vilket gör att tillväxtökningen i åter skulle justeras mot ett högre värde.

## SLUTSATSER OCH FRAMTIDA ÅTGÄRDER

Lakvattnet visar sig fungera mycket bra som bevattningsvatten. Förhållandet mellan de ingående näringsämnen är välbalanserat samtidigt som innehållet av toxiska ämnen är lågt. Därmed erhålls en god tillväxt. Andra ämnen som tungmetaller, kloridjoner och fenol, som i för höga koncentrationer kan vara toxiska, kan samtidigt tas upp utan att skada växten.

Försöket visar att ett uppvuxet bestånd (20 år) av hybridasp har potential att ta upp kväve i voden av samma storleksordning, dvs 40-75 kg/hektar och år, som en salixodling under första omdrevet på 4 år. Upptaget av kväve och tillväxten av asparna har som väntat gynnats av bevattningen och visar att variationen i ytskiktet endast har liten betydelse för ackumulering och tillväxt under förutsättning att bevattningen är riklig. Etableringen och tillväxten i salixodlingen har överlag också varit god vilket indikerar en hög potential att fånga upp kväve från lakvattnet och minska dess mängd. Vid sidan om växtupptag av kväve får man en bortförsel av kväve från systemet genom denitrifikationen, som kan uppgå till 30-60 kg/ha/år med de förutsättningar som varit under försöket.

En nyplanterad salixodling på Rävstatippen med bevattning kräver dock en väl-dränerad jord, där sand eller grovmo dominerar, gärna med ett visst inslag av organiskt material. Täcket som påläggs kan vara tunnare än 10 cm, men ej tunnare än 5 cm. Dessutom krävs en effektiv ogräsbekämpning före plantering och åtminstone under första växtsäsongen. Vidare bör odlingen inhägnas för att man skall slippa skador från vilt, vilket tyvärr förekommit under projektet.

Belastningen av kväve på kärret är inte obetydlig med tanke på de eutrofieringseffekter man vill förhindra. Behovet av fortsatta åtgärder för att minska bildningen av lakvatten är därför stora. Dessa inkluderar en utvidgning av salixodlingen till full skala enligt Rönneholmsmodellen alternativt med komplettering av en utvidgning av lakvattendammen för att minska läckaget vid högt vattenstånd. En fullskaleanläggning kräver investering i en större pump och ett automatiskt bevattningssystem. Det finns automatik i dag med alla tänkbara varianter för olika tidsinställningar för ett stort antal spridare. Man kan till och med styra bevattningen från en telefon, och behöver därför inte vara på plats.

Uppföljning och utvärdering av projektet kan ske med avseende på :

- Föroreningsutsläpp från upplaget.
- Vattenbalansen i systemet.
- Biomassaproduktion vid bevattning med näringsrikt lakvatten.
- Upptag av näringsämnen och lakvatten i bevattnad vegetation.
- Driftsäkerhet samt skötsel av bevattningsanläggningen – övervakningsbehov.
- Bevattningsanläggningens funktion.

Möjliga finansörer av forskningsprojekt som behandlar omhändertagande av slam, avloppsvatten, lakvatten är förutom kommuner och länsstyrelser också olika forskningsråd och fonder så som LRF:s forskningsstiftelse, statens energimyndighet (STEN), REFORSK, Skogsstyrelsens forskningsnämnd, Naturvårdsverket m.fl. (Kurt Perttu, pers. medd., 1999).

Det finns också andra åtgärder som kan komplettera en odling. Dessa kan vara:

- En utbyggnad av små vattenfall och dammar på tippen där vattnet både luftas, vilket gynnar nitrifikationen, och står still med möjlighet för kvävet att kvarhållas genom växtupptag eller denitrifikation.

- Skapa en översilningsmark nedströms kärret för att minska näringsbelastningen på Flottviken. Dessutom skapas förutsättningar för en ny fågelbiotop vid nyskapande av ett småvatten.

För övrigt bör de åtgärder som föreslagits i Wennman (1998) för att höja våtmarkens ekologiska värden fullföljas. Där föreslogs bl.a. utläggning av död ved i kärret, nyplantering av lövträd som ek och asp samt utgallring av gran i östra fastmarken.

## TACKORD

Stig har givit mig den vägledning och uppbackning man kan önska sig av en handledare. Stig har med sin erfarenhet och sinne för att driva forskningsprojekt bistått med nödvändig rådgivning för att få detta examensarbete att bli komplett. Stig har varit både engagerad och tillgänglig vilket inspirerat mig till att lägga ned det där lilla extra i projektet.

Vidare vill jag tacka följande personer för rådgivning och handräckning i olika sammanhang. Michael Eriksson & Ulla-Britt Larsson Sigtuna kommun, Per-Erik Karlsson SÅAB, Hans Karlsson Ragn Sells, Ragnar Persson, Lave Persson & Jan Lindström institutionen för Markvetenskap, Sven-Erik Karlsson SLU, Nils-Erik Nordh, Börje Alriksson & Theo Verwijst institutionen för Lövträdsodling, Allan Rodhe institutionen för Hydrologi på Uppsala universitet och alla personer som för kommunens räkning anlagt växtbädden och hållit den ren från ogräs under sommaren.

Ett särskilt tack till Mats Lennander Sigtuna kommun (Mark & Vatten) som varit länken mellan mina behov och det praktiska genomförandet, Lennart Johansson (Mark & Vatten) för den extra hjälp jag fått i olika sammanhang ute i fält, Harry Linnér och Lennart Matsson som ställt upp med värdefull rådgivning till det praktiska genomförandet samt kommit med synpunkter till uppsatsens innehåll. Stig Larsson och Kenth Hasselgren vill jag tacka för visat engagemang då jag var på studiebesök på Swalöf Weibull och Rönneholms avfallsupplag i augusti. Stig Larsson har också bidragit med salixsticklingar till projektet.

Mina nära och kära som ställt upp på sin fritid med ovärderlig hjälp, Åke Wennman med språkgranskning samt Pål Norman och Ulrika Malmqvist med plantering av sticklingar.



## KÄLLFÖRTECKNING

- Alexandersson H. & Andersson T. 1995. Nederbörd och åska. I Raab B. & Vedin H. (red) Klimat, sjöar och vattendrag. Sveriges Nationalatlas nr.14. SNA förlag, Stockholm. 76-90.
- Alriksson A., Alriksson B. & El Make M. 1998. Variation in contents of C, N, Cd and Zn in Soil and tree biomass in tree-species experiment on agricultural land in southern Sweden in Afforestation of Farmland Soil changes and uptake of heavy metals and nutrients by trees. Swedish university of agricultural science, silvestra 57, paper III, 1-20.
- Andersson B. 1992. Eutrofiering av mark och vegetation. Tillstånd, utveckling, orsak och verkan. Naturvårdsverkets Rapport 4149.
- Andersson R. 1989. Biobränslen från jordbruket. En analys av miljökonsekvenser, Bilaga 6 till Naturvårdsverkets och Energiverkets utredning om ett miljöanpassat energisystem. Statens Naturvårdsverks rapport 3713, 115 s.
- Bernes C. 1993. Nordens Miljö- tillstånd, utveckling och hot, monitor 13. Naturvårdsverket informerar.
- Begon M., Harper J.L. & Townsend C.R. 1996. The flux of Energy through communities. In Begon M. (eds) Ecology, Blackwell science Ltd, Massachusetts, USA, s.711-743.
- Bouteljé J. & Rydell R. 1995. Asp. I Träfakta, 44 träslag.
- Brady N.C. & Weil R. R. 1996. Nitrogen and Sulfur Economy of Soils. In Kupchik A. (eds) The Nature and Properties of Soils. Eleventh edition, p 400-444.
- Brieger G., Wells J.R. & Hunter R.D. 1992. Content in fly ash ecosystem. Water Air Soil Pollut. 63:87-103.
- Bringfelt B. & Forsman A. 1995. Luft fuktighet och avdunstning. I Raab B. & vedin H. (red). Klimat, sjöar och vattendrag. Sveriges Nationalatlas nr.14. SNA förlag Stockholm, 66-69.
- Cossu R., Fors G., Haarstad K., Lavagnolo M. C. & Littarru P. 1997. Constructed wetlands for landfill leachate treatment. A comparison of four species. The sixth international landfill symposium, Sardinia 97. no: II, 363-376.
- Danfors B., Ledin S. & Rosenqvist H. 1997. Energiskogsodling-Handledning för odlare. Jordbrukstekniska institutet. JTI-informerar nr 1.
- Eriksson B. 1981. Den "potentiella" evapotranspirationen i Sverige. SMHI. RMK rapport 28.
- Eriksson B. 1986. Nederbörds- och humiditetsklimatet i Sverige under vegetationsperioden. SMHI, RMK rapport 46.
- Ericsson T. 1981. Growth and nutrition of three Salix clones in low conductivity solutions. Physiologia Plantarum, vol. 52: 239-244.
- Ericsson T. 1991. Växternas mineralnäringsbehov: balans-obalans. I Perttu K. (red) Energiskog som vegetationsfilter för slam, avloppsvatten, lakvatten och aska. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala. Institutionen för ekologi och miljövard, rapport 47. 21-24.
- Ericsson T., Rytter L. & Linder S. 1992. Nutritional dynamics and Requirements of short rotation forests. In Mitchell C.P. (eds). Ecophysiology of Short Rotation Forest Crops. Elsevier Applied Science London & New York, p 35-65.
- Finér L. & Braekke F. H. 1991. Understorey Vegetation on three ombotrophic pinebogs and the effects of NPK and PK fertilisation. Scand. J. For. Res. 6:113-128.
- Givan C.V. 1979. Metabolic detoxification of ammonia in tissues of higher plants. Phytochemistry 18:375-382.
- Gundersen P. & Rasmussen L. 1988. Nitrification, acidification and aluminium release in forest soils. In Nilsson J. & Grennefeldt P (eds). Critical loads for sulfur and nitrogen.

- Report from workshop at Skokloster, Sweden, Nordiska ministerrådet Miljörapport 1988:15, 225-268.
- Göransson G. 1989. Energy forestry in agricultural areas and changes in the avifauna. In Haf-torn S. (eds) Norske Ornitologiske Kongress, Röros 1987, Cinclus Suppl., 1989.
- Hasselgren K. 1992a. Resursbevarande lakvattenbehandling, fullskaleförsök. Reforsk, rapport 76.
- Hasselgren K. 1992b, Soil-Plant Treatment System. In Christensen T. H., Coosu R. & Steg-mann R. (eds). Landfilling of Waste-Leachate, Elsevier Applied Science Publish-ers, p. 361-380.
- Hasselgren K. 1995. Kadmiumhalt i Salixodlingar efter behandling med kommunala restpro-dukter. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, projekt bioenergi, nr. 1995/1.
- Jansson M., Andersson R., Berggren H., Emanuelsson U., Espeby L., Hermann J., Leon-ardsson L., Persson J., Thyssen N., 1991. Våtmarker och sjöar som kvävefällor-forskningsprogram för perioden 1990/91- 1993/94, Naturvårdsverkets Rapport 3962.
- Johansson W. 1994. Kolbindning och kolflöden vid odling. Sammanfattning av en analys rörande inverkan av växtföljd/odlingssystem och av restprodukttillförsel till marken. Statens Lantbruksuniversitet , Uppsala, Institutionen för Markvetenskap, avdelningen för hydroteknik. Rapport till Stiftelsen lantbruksforskning.
- Karlqvist L. & Löfgren R. 1981. Avslutning av avfallsupplag – delrapport . Statens Geolo-giska undersökning.
- Karlqvist L. & Olsson T. 1981. Infiltration-conductivity determination from non-steady-state infiltration tests. Bulletin of the Geological Institutions of the University of Uppsala vol. 9, 67-75.
- KemI 1995. Hazard Assessments-Chemical Substances Selected in the Swedish Sunset project. Supplement to KemI report 13/94. Published in KemI report 12/95.
- Kylefors K. 1998. Lakvattenhantering ur ett hållbart perspektiv. Spännar C., Öman C. & Jansbo K. (red). I deponins roll i det hållbara samhället. Naturvårdsverket, AFR rapport 185.
- Ledin S. 1990. Markbiologi. I Olof Hammar (red). växtodling 1-marken.. LTs förlag Stock-holm. s. 89-93
- Ledin S. 1998. Environmental consequences when growing short rotation forests in Sweden. Biomass and Bioenergy vol. 15, No. 1, pp. 49-55.
- Lindroth A. & Halldin S. 1988. Wateruse and irrigation need for willowforestry in southern sweden. Vatten 44: 44-53.
- Morling S. & Johansson B. 1989. Sequencing batch reactors (SBR) tests on concentrated leachates at low temperature, Varberg, Sweden. Vatten 45:223-229.
- Naturvårdsverket 1996. Aktionsplan avfall. Naturvårdsverket, Rapport 4601.
- Naturvårdsverket 1997. Nationell avfallsplan för produktions- och konsumtionsavfall. Naturvårdsverket, Rapport 4841.
- Persson P-O. & Nilsson L. 1993. Avfall och avfallshantering . I Miljöskyddsteknik-kompendium i miljöskydd del 2. Kungliga Tekniska Högskolan, Inst. för mil-jöskydd och arbetsvetenskap. s.175-222.
- Persson G. & Olsson H. 1993. Eutrofiering i svenska sjöar och vattendrag: tillstånd, utveck-ling, orsak och verkan. Naturvårdsverket, rapport 4147.
- Perttu K. 1991. Slam-avloppsvatten-lakvatten-aska. En resurs vid energiskogsodling. I Perttu K. (red). Energiskog som vegetationsfilter för slam, avloppsvatten, lakvatten och aska. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala. Institutionen för ekologi och miljövård, rapport 47. 7-19.
- Perttu, K.L & Kowalik P.J. 1997. Salix filters for purification of waters and soils. Biomass and bioenergy, vol. 12, no 1 pp. 9-19.

- Pettersson K. & Boström B. 1990. Kväveomsättning i limniska system. En litteraturöversikt. Naturvårdsverket, rapport 3822.
- Rönnols E. 1996. Lokal lakvattenbehandling- en vägledning för val av behandlingsmetod för lakvatten från kommunala avfallsupplag. Svenska Renhållningsverksföreningen. RVF-rapport 1996:4.
- Salisbury F. B. & Ross C.W. 1991. Mineral Nutrition. In: Carey J.C. (eds) Plant Physiology. 4 ed. 116-135. Wadsworth Publishing Company, Belmont, California.
- Smith V. H. 1982. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr.*, 27:1101-1112.
- Spengel D. B. & Dzombak D.A. 1991. Treatment of landfill leachate with rotating biological contactors, bench-scale experiments. *Res. Journal of the Water Pollution Control Federation.*, 63:971-981.
- Sundblad K. 1998. Sweden. In Vymazal J. (eds) *Constructed Wetlands for wastewater treatment in Europe*- Backhuys Publishers, Leiden, 251-260.
- Svensson R. & Glimskär A. 1993. Våtmarkernas värde för flora och fauna. Skötsel, restaurering och nyskapande. Naturvårdsverket, Rapport 4175.
- Telenius B. F. 1999. Growth and stand development of deciduous pioneer tree species on fertile agricultural land in southern Sweden. In *Assessment of Dimensional Relations and Early Production in fast-growing Deciduous Tree Species*. S. Swedish university of agricultural science. *Silvestria* 50, paper III.
- VBB Viak 1998. Utredning avseende miljöpåverkan av lakvatten från avfallsupplagen vid Rönneholm, Stavröd och Ekeröd inom MERAB-regionen. PM- Bilaga till Miljökonsekvensbeskrivning 1998-12-15.
- Welander U. 1998. Kartläggning lakvattenrening. En sammanställning över erfarenheter av olika metoder. Naturvårdsverket, AFR\_rapport 232.
- Wennman P. 1998. Rävstapjektet. PM åt Sigtuna kommun.
- Wilson G., Smith G. B. & Rees J.F. 1986. Biotransformations of selected alkylbenzenes and halogenated aliphatic hydrocarbons in methanogenic aquifer material: A microcosm study. *Environ. Sci. Tech.* 20:997-1002.
- Öman C. & Wennberg L. 1997. Utveckling av metoder för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag. Institutet för vatten och luftvårdsforskning, Stockholm. IVL-Rapport B 1280.

## Internet

Daglig lufttemperatur och nederbörd i Stockholm, juni-september 1999.  
Adress: [www.smhi.se/sgn0102/n0203/index.htm](http://www.smhi.se/sgn0102/n0203/index.htm)

## Personliga meddelanden

Berggren Dan, 1999 docent vid Institutionen för markvetenskap, SLU.  
Bergman Östen, 1999 doktor vid Institutionen för trävetenskap, SLU.  
Broberg Anders, 1998 lektor vid Institutionen för limnologi, Uppsala universitet.  
Eurell Gunnar, 1998 fd miljö och hällsoskyddschef i Sigtuna kommun.  
Hasselgren Kenth, 1999 VBB Viak.  
Karlsson Ann-Louise, 1998 doktorand vid Institutionen för limnologi, Uppsala universitet.  
Karlsson Hans, 1999 Miljökonsult på Ragn Sells.  
Ledin Stig, 1999 universitetslektor och doktor vid Institutionen för markvetenskap, SLU.  
Nordh Nils-Erik, 1999 doktorand vid Institutionen för lövträdsodling, SLU.  
Perttu Kurt, 1999 doktor vid, Institutionen för lövträdsodling, SLU.  
Ullén Barbro, 1999 Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, Stockholm.



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. 2<sup>nd</sup> 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 25-27<sup>th</sup> 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.



Denna serie meddelanden utges av Avdelningen för lantbrukets hydroteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. Serien innehåller sådana forsknings- och försöksredogörelser samt andra uppsatser som bedöms vara av i första hand internt intresse. Uppsatser lämpade för en mer allmän spridning publiceras bl a i avdelningens rapportserie. Tidigare nummer i meddelandeserien kan i mån av tillgång levereras från avdelningen.

This series of Communications is produced by the Division of Agricultural Hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. The series consists of reports on research and field trials and of other articles considered to be of interest mainly within the department. Articles of more general interest are published in, for example, the department's Report series. Earlier issues in the Communications series can be obtained from the Division of Agricultural Hydrotechnics (subject to availability).

---

Distribution:

Sveriges Lantbruksuniversitet  
Institutionen för markvetenskap  
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik  
Box 7014  
750 07 UPPSALA

Tel. 018-67 11 85, 67 11 86

Swedish University of Agricultural Sciences  
Department of Soil Sciences  
Division of Agricultural Hydrotechnics  
P.O. Box 7014  
S-750 07 UPPSALA, SWEDEN

Tel. +46-(18) 67 11 85, +46-(18) 67 11 86

---