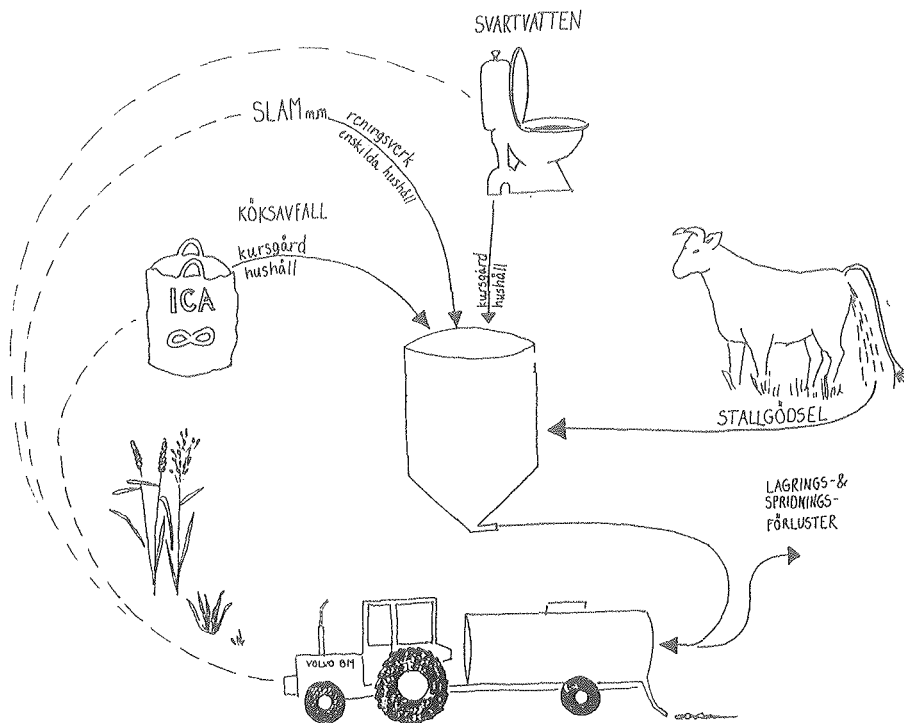




Institutionen för
Markvetenskap
Uppsala

PERNILLA TIDÅKER

VÄXTNÄRINGSFLÖDEN & KRETSLOPPSBASERADE TEKNIKER PÅ SÅNGA-SÄBY



TEKNISK RAPPORT nr 4

UPPSALA 1996

Avdelningen för jordbearbetning
Swedish University of Agricultural Sciences
Division of Soil Management

ISSN 1400-7207
ISRN SLU-JB-TR--4--SE

INNEHÅLL

Förord.....	1
SAMMANFATTNING.....	2
1. INLEDNING.....	3
Bakgrund	3
Syfte och avgränsning.....	4
Material och metoder.....	4
Läsanvisning.....	5
2. SÅNGA-SÄBY - EN PLATSBESKRIVNING	6
Områdets karaktär	6
Kursgården.....	7
Avloppsrening.....	9
Kompostering	9
Boende på området.....	11
Sånga-Säby lantbruk.....	11
3. LITTERATURÖVERSIKT.....	13
Växtnäringsbalanser som redskap	13
Växtnäring inom jordbruket.....	13
Utlakning.....	15
Denitrifikation.....	15
Kvävefixering	16
Deposition.....	16
Stallgödselhantering.....	16
Växtnäringsflöden inom ekologisk odling	18
Växtnäring i samhället.....	19
Kompostering	20
Enskilda avlopp.....	20
Slamhantering.....	22
Synen på slam från samhällets olika aktörer.....	22
Växtnäring och organiskt material	23
Miljöfarliga organiska föreningar	24
Tungmetaller	25
Hygienisering & stabilisering	25
Föreskrifter och råd vid spridning av slam.....	29
Alternativ avloppshantering.....	31
Bedömningsgrunder för kretsloppsanpassade avloppssystem.....	31
Spillvatten	31
Urinsorterande system.....	33
Svartvattenseparering.....	35
Våtkompostering av organiskt material.....	35

4. VÄXTNÄRINGSFLÖDEN PÅ SÅNGA-SÄBY.....	38
Gården före omläggning	38
Tillförsel av växtnäring.....	38
Bortförsel och förlust av växtnäring.....	39
Växtnäringsbalans på gården före omläggning.....	41
Gården efter omläggning	42
Tillförsel av växtnäring.....	42
Bortförsel och förlust av växtnäring.....	43
Växtnäringsbalans på den omlagda gården.....	44
Diskussion - skillnader mellan driftsformerna	45
Kursgården och boende.....	46
Kursgården	46
Hushållen	47
Reningsverket.....	49
Växtnäringsflöden inom området.....	51
Diskussion.....	52
5. HINDER OCH MÖJLIGHETER FÖR ÖKAD RECIRKULATION PÅ SÅNGA-SÄBY	54
Val av kretsloppsstrategi.....	56
Förslag till ökad recirkulation på Sånga-Säby.....	58
Scenario 1.....	59
Scenario 2.....	60
Scenario 3.....	62
Scenario 4.....	64
Jämförelse mellan scenario 1, 2 och 3.....	65
Fördjupning av våtkomposteringsförslag.....	66
Växtnäringsflöden efter omläggning och med våtkompostering.....	69
Användning av de organiska restprodukterna.....	70
Kommentarer och slutord	70
ABSTRACT.....	72
KÄLLOR:	73
Bilaga 1:.....	79
Foderåtgång, produktion och arealbehov	79
Bilaga 2:.....	80
Växtnäring i enskilda avlopp på Sånga-Säby.....	80

Förord

Föreliggande uppsats är ett 20-poängs examensarbete inom agronomprogrammet. Arbetet utfördes på avdelningen för jordbearbetning vid institutionen för markvetenskap med Susanne Johansson som handledare, och gjordes på uppdrag av Sånge-Säby Kurs & Konferens.

Om hur verkligheten är beskaffad råder delade meningar. Det behövs därför människor som man kan rådfråga och pröva sina idéer på. Detta examensarbete är därför inte bara resultatet av egna vedermoder, utan även präglad av alla de personer som engagerat sig och ställt upp på olika sätt.

Jag vill först och främst tacka min handledare Susanne Johansson på avdelningen för jordbearbetning för ständigt stöd, uppmuntran och kritisk granskning. Ett stort tack riktas även till Eva Salomon för granskning av manuskriptet och goda uppslag liksom för Staffan Steinecks kommentarer och uppmuntrande tillrop på språng i korridorerna. Ett tack även till diskussionsvännen Pia Schmidtbauer, vars examensarbete tog form samtidigt med mitt, liksom till alla andra på avdelningen för jordbearbetning

I en tvärvetenskaplig ansats behöver man gå in på helt andra discipliner än de man tidigare rört sig inom. Erik Norin på JTI är därför värd ett stort tack för sitt engagemang i frågor rörande hantering av samhällets organiska restmaterial.

På Sånge-Säby blir man alltid väl omhändertagen. Några att nämna är Mats Fack, Lars Lind, Jimmy Sjöblom, samt Ola och Eva Degerberg som ställt upp och svarat på alla tänkbara frågor rörande allt från livsmedelsinköp, avloppshantering, kompostering, beläggning till gödselhantering och foderstater. Kort sagt allt som inkluderas i begreppet växtnäringensflöden.

Jag vill slutligen tacka LRF och Oscar och Lilli Lamms minnesfond som genom finansiellt stöd möjliggjorde detta arbete.

Pernilla Tidåker

SAMMANFATTNING

På allt fler håll tas idag initiativ för att åstadkomma lokala kretslopp där växtnäring från samhället återförs till lantbruket. Även på LRFs kursgård Sånge-Säby i Ekerö kommun utanför Stockholm har intresset varit stort för att kretsloppsanpassa verksamheten.

Syftet med denna studie var att undersöka möjligheter och hinder för ett lokalt baserat kretslopp inom området Sånge-Säby. Området avser här kursgården, det närliggande lantbruket och bostadshus i anslutning till kursgården.

Som underlag för det fortsatta arbetet analyserades växtnäringsflödena på området. Eftersom lantbruket håller på att lägga om till ekologisk produktion, gjordes växtnäringsbalanser både för den konventionella driften och en ekologisk drift.

Med växtnäringsflödena som bakgrund gjordes sedan fyra olika scenarier över möjligheter till ökad återförsel av växtnäring och organiskt material. I de olika scenarierna behandlades bland annat följande:

- kompostering av köksavfall
- slam från reningsverket
- humanurin vid urinsortering
- våtkomposterat organiskt material

Med våtkompostering avses en metod som möjliggör kompostering av organiskt material med låg torrsustanshalt. Detta sker genom luftning av materialet i en sluten behållare. Härigenom uppnås en god hygienisering genom den kraftiga värmeutvecklingen som är resultatet av nedbrytningen.

Av de olika förslagen visade sig våtkompostering vara den ur växtnärings-synpunkt bästa lösningen för Sånge-Säby. I förslaget ingår bland annat att köksavfall, slam, svartvatten, latrin och flytgödsel samkomposteras. Förslaget ger även möjlighet att öka graden av återförsel med tiden, genom att toaletternas svartvatten omhändertas utan föregående behandling i reningsverket.

1. INLEDNING

Bakgrund

"Det skall vara som en doft, som stiger upp till himmelen och blandar sig med änglarnas sång. (...) Så kände jag en gammal man, som var dräng i min förra församling i Skåne. Han hade ett mycket enkelt arbete och hade bl.a i uppdrag att tömma utedassen i prästgården och med kärra köra latrinen och dyngan ut på åkern. När folk mötte honom rynkade dom på näsan, gick stora omvägar och sa: - Hur kan du ha ett sånt bedröligt arbete? Det luktar ju hemskt! Den gamle drängen svarade: Jag gör detta med hjärtats tacksägelse till Gud, för jag tänker på den stora nytta, som detta gör på åkrarna. För Gud i himmelen luktar det inte illa. Nej Gud känner söt lukt som stiger upp, som tacksägelse, som blandar sig med änglarnas sång. "
(Gröna Postillan, 1995)

Kretsloppsanpassning är ett ofta använt begrepp i debatten om hur vårt framtida samhälle ska se ut. Att återföra växtnäring tillbaka till jordbruket är en nödvändighet på sikt, även om man inte behöver anlägga något religiöst perspektiv på detta såsom kyrkoherde Holm gjorde i en predikan 1934. I det gamla bondesamhället sågs inte människors utsöndringar som särskilt annorlunda än stallgödsel. Bönderna ansåg visserligen att latrin var sämre som gödning än stallgödsel, men hade i övrigt en mycket pragmatisk syn på användningen av latrin. För vissa bönder kunde latrin vara ett mycket välbehövligt tillskott på magra marker (Frykman & Lövgren, 1979).

Genom moderniseringen av samhället kom forna tiders syn på latrin som ett naturligt gödselmedel att ersättas av synen på latrin som ett kvittblivningsproblem. Enkelriktade flöden av växtnäring ersatte lokala kretslopp. En av orsakerna bakom detta var införandet av vattenklosetten, en annan den snabba urbaniseringen som omvandlade Sverige från 1800-talet och framåt. Avståndet mellan stad och land ökade därigenom och i takt med ökat avstånd minskade även möjligheterna att återföra växtnäringen. Många länder är dock i en betydligt värre sits än Sverige. Vårt land har fler invånare som bor i småorter med högst 5000 invånare än sammantagna befolkningen i våra tre största storstäder. Det finns därför unika möjligheter att öka graden av recirkulation mellan landsbygd och tätorter (Bucht, 1994).

När nu samhället börjar komma till insikt att de linjära flödena måste knytas ihop till cirkulära flöden, finns ett stort kunskapsbehov att täcka. I ett initialt skede behövs därför praktiska föregångsexempel som kan stå som pedagogiska förebilder för det övriga samhället. I ett kretsloppsanpassat samhälle har jordbruket en central roll som producent av livsmedel och som naturlig omhändertagare av människors organiska restprodukter vars

ursprung är från åkern. För en kretsloppsanpassning krävs en helhetssyn där samhällets olika komponenter fogas samman till en helhet.

Sånga-Säby, LRF:s kursgård i Ekerö kommun, har förutsättningar för att bli just en sådan förebild. På Sånga-Säby har arbetet med att miljöanpassa verksamheten pågått under en längre tid, och här finns också ambitionen att återcirkulera växtnäringen i lokala kretslopp. Som LRF:s kursgård representerar man även bondekooperationens ansikte utåt. Åtgärder som bidrar till en mer uthållig utveckling kan därför ge eko både inom lantbruksnäringen samt konferensvärlden och stimulera till efterföljd.

Begreppet kretslopp har för de flesta människor en positiv klang. Det är dock viktigt att poängtera att inte alla kretslopp är av godo. Samtidigt som vi på sikt måste *sluta* kretsloppet av växtnäring, måste vi även se till att *bryta* kretsloppen av patogener, tungmetaller och miljöfarliga organiska föreningar.

Syfte och avgränsning

Syftet med examensarbetet är att kartlägga växtnäringens flödena av kväve, fosfor och kalium inom området Sånga-Säby. Härefter inbegrips kursgården, lantbruket i anslutning till kursgården samt de boende i närheten. Detta område utgör därmed examensarbetets geografiska avgränsning. Parkavfall i form av löv, gräsklipp etc. som i dagsläget cirkulerar inom området kommer inte att beaktas i växtnäringens balans, eftersom detta material redan ingår i ett fungerande lokalt kretslopp.

Utifrån ett schema över växtnäringens flödena inom området görs olika förslag på hur recirkulationsgraden kan öka inom området genom att växtnäring och organiskt material återförs till åkermarken. Förekomst av tungmetaller och naturfrämmande ämnen i systemet liksom hygieniska aspekter är viktiga faktorer att beakta vid en kretsloppsanpassning, och kommer därför att diskuteras, om än översiktligt.

Material och metoder

Växtnäringens balanserna bygger på litteraturuppgifter samt inhämtade uppgifter och intervjuer med forskare, tjänstemän på Ekerö kommun, lantbrukarna, kursgårdens anställda samt boende i området som nåddes genom en enkät. För beräkningar av kvävefixeringen och flytgödselinnehållet har datamodellen NPK-FLO använts (Fagerberg & Salomon, 1992).

Läsanvisning

Arbetet är indelat i 6 kapitel. Efter detta inledande kapitel följer **kapitel 2** som är en presentation över området Sånga-Säby och dess förutsättningar.

Kapitel 3 är en litteraturstudie över växtnäringsflöden i jordbruk och samhälle som ligger till grund för växtnäringsbalansen över Sånga-Säby. I litteraturstudien ingår även en beskrivning över möjligheter och hinder för ett kretsloppsanpassat samhälle. Även om växtnäringsfrågorna är det centrala i examensarbetet, tillkommer många andra viktiga aspekter såsom hygien, tungmetallinnehåll samt förekomst av naturfrämmande ämnen. Återförsl av slam från reningsverk till åkermarken är en omdiskuterad fråga. Den största recirkulationspotentialen finns idag i avloppsslammet både i samhället i stort och på Sånga-Säby, och slammets innehåll samt olika behandlingsformer kommer därför bli föremål för en genomgång.

Kapitel 4 visar på den växtnäring som flödar genom området Sånga-Säby. Växtnäringsflöden beskrivs för gården både under den nuvarande konventionella driften och efter en omläggning till ekologisk produktion.

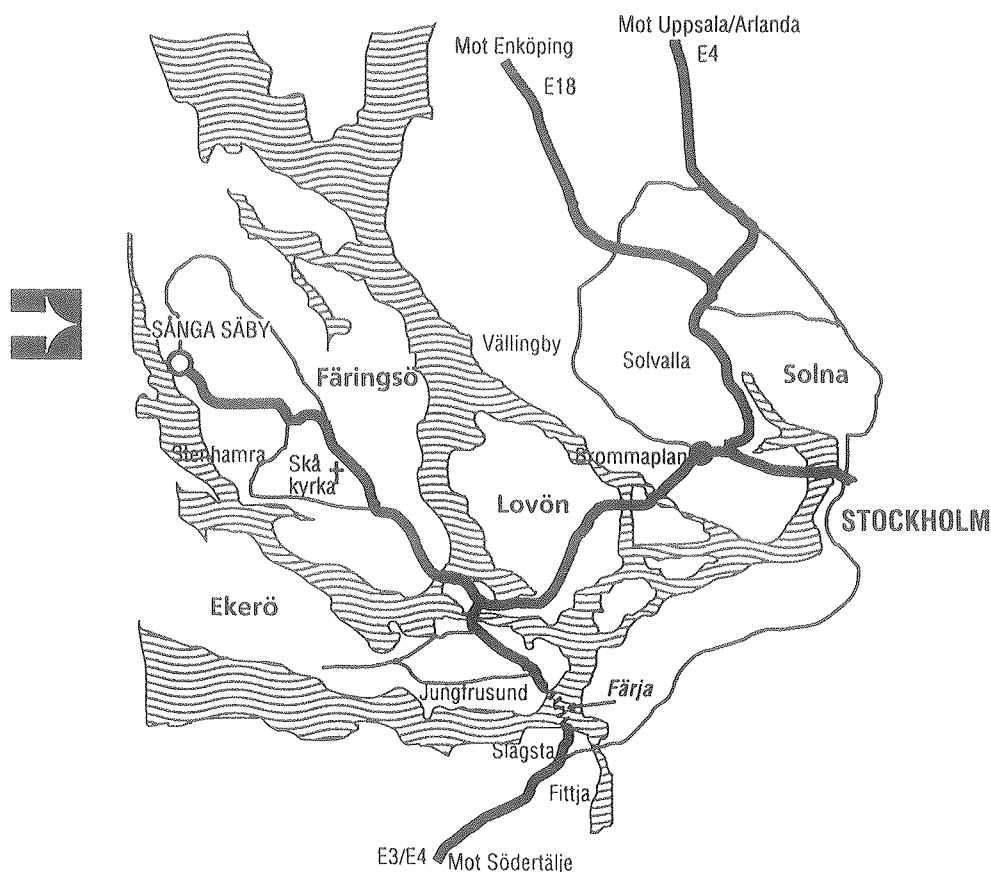
I **kapitel 5** diskuteras möjligheter och hinder för en ökad kretsloppsanpassning av Sånga-Säby. Därefter presenteras fyra olika scenarier som visar hur recirkulationen kan öka inom området. För att kunna bedöma de olika förslagen ur kretsloppssynpunkt, används nyckeltalsbegreppet, här definierat som kvoten mellan mängden återförd växtnäring till jordbruket efter diverse förluster, genom mängden tillgänglig växtnäring på området.

Studiens kapitel har sinsemellan ganska olika karaktärer. Om man är intresserad av något speciellt ämne, kan man med fördel välja ut vissa kapitel eller stycken. Kapitel 3 kan användas som en generell litteraturgenomgång om växtnäringsflöden och några kretsloppsanpassade tekniker. Kapitel 3 innehåller dessutom rikligt med litteraturhänvisningar om man vill ha ytterligare fördjupningsmaterial. Om man till exempel bara vill ha en ögonblicksbild av växtnäringsflödena inom området Sånga-Säby, kan man studera figuren på sidan 51 i kapitel 4, för att sedan gå vidare med kapitel 5 och de konkreta förslagen som där visas.

2. SÅNGA-SÄBY - EN PLATSBESKRIVNING

Områdets karaktär

Ekerö kommun i Stockholms län är belägen på ett antal öar i östra Mälaren. Dessa öar har varit bebodda sedan slutet av stenåldern, vilket bland annat fornlämningar och gravfält vittnar om. Idag uppgår kommunens befolkning till drygt 20 000 invånare, varav de flesta pendlar till arbetsplatser utanför kommungränsen (Ekerö kommun, 1993). Sånga-Säby ligger på Färingsö, en av de större öarna i Ekerö kommun.



Figur 1. Sånga-Säby är beläget på Färingsö, en av många öar i Mälaren.

Landskapet är varierat med omväxlande åkrar, skogspartier och bebyggelse. Åkermarksarealen i kommunen uppgår till 6 800 ha (Ekerö kommun, 1991). På grund av närheten till Stockholm, samt den rika tillgången på vatten och grönområden, är området attraktivt för rekreativ ändamål. Berggrunden i området kring Sånga-Säby består av migmatitgnejs (Stålhö, 1968). Jordarten utgörs av glacial lera, med avbrott för svallad morän. På sina håll går berget

upp i dager (Möller & Stålhö, 1965). Den årliga nederbördsmängden i området uppgår i genomsnitt till ca 520 mm (SMHI meteorologi, 1991).

Mälaren ligger i Sveriges mest industri- och befolkningstäta område och utgör vattentäkt för 1,5 miljoner människor. Det största vattenvårdsproblemet är eutrofieringen, som har sin främsta orsak i näringsläckage från jordbruket och otillräcklig rening av avloppsvatten. Fosfor är det begränsande näringsämnet för växtplankontillväxten i Mälaren, och reglerar därmed tillväxten. Kväve föreligger däremot i överflöd. Trots utbyggnaden av avloppsreningsverken under 70-talet, och en därmed minskad fosfortillförsel, kvarstår fortfarande problem med eutrofiering av Mälaren. Målet under 1990-talet har varit att minska fosforhalterna med 10-25 % (Ekerö kommun, 1991).

Även utsläppen av kväve bör på sikt minska eftersom dessa leder till en ökad belastning på Östersjön. På kortare sikt bör uttransporten av kväve minska med 15 %. På längre sikt bör dock både kväve- och fosfortillförseln minskas ytterligare (Ekerö kommun, 1991).

Det åligger kommunen att omhänderta slam från hushållen. Slamhämtningen från slamavskiljare, slutna tankar och minireningsverk utförs på entreprenad, och slammet töms sedan i avloppsreningsverket vid Ekebyhov. Slammet från reningsverket transporteras vidare till slamupplaget vid Skå, där det slutligen deponeras. Målet för kommunens framtida avfallshandlingen är att slamdeponeringen ska upphöra, och att slammet istället ska användas i jordbruket (Ekerö kommun, 1993).

Kursgården

Sånga-Säby kurs- och konferensanläggning drivs av LRF, och har varit i lantbrukskooperationens ägo sedan 1943. Antalet anställda på kursgården uppgår till 34 personer. Förutom konferensverksamheten ingår även en folkhögskola som erbjuder både kortkurser och kurser som spänner över flera terminer. 14 personer är heltidsanställda på skolan. På sommaren övergår kursgården till att bli vandrarhem. Kursgårdens vatten hämtas från Mälaren och renas i det egna vattenverket. Till kursgården hör även ett reningsverk dit även 65 boende har sitt avlopp kopplat. Själva kursgården består av en huvudbyggnad där kök och konferensrum är belägna, samt ytterligare ett tiotal hus för gäster och personal.

Till kursgården kommer både gäster som övernattar och besökare över dagen. I tabell 1 visas Sånga-Säbys egna uppskattningar över antalet besökare. Med dagsgäster avses här gäster som endast stannar över dagen. Antalet besöksdagar inkluderar här både dagsgäster och övernattande gäster.

Tabell 1. Antalet besökare på kurs- och konferensanläggningen Sånga-Säby under 1995

	Antal övernattningar	Antal dagsgäster	Antal besök totalt
Kursgården	10093	6359	16452
Folkhögskolan	5773	3637	9410
Sommargäster	2279		2279
Totalt	18145	9996	28141

Kursgården har sedan några år tillbaka arbetat för att miljöanpassa verksamheten och en miljöpolicy har därför utarbetats för verksamheten. Miljöpolicyen bygger på kretsloppsprincipens fyra systemvillkor, enligt Det Naturliga Steget.

- 1. Verksamheten ska utvecklas så att vi inte bidrar till att jordens lager på ändliga resurser töms eller att restprodukter sprids och tillåts öka i naturen.*
- 2. Verksamheten ska utvecklas så att vi inte bidrar till att långlivade naturfrämmande ämnen sprids och tillåts öka i naturen.*
- 3. Verksamheten ska utvecklas så att vi stimulerar naturens mångfald och inte begränsar det naturliga kretsloppets fysiska utrymme.*
- 4. Verksamheten ska utvecklas så att energi- och resursanvändningen i företaget blir så effektivt som möjligt.*

(Ur Miljöprogram. Sånga-Säby Kurs & Konferens)

För att kunna mäta en ökad miljöanpassning av verksamheten används s.k. nyckeltal. Dessa uttrycker i en kvot hur långt miljöarbetet har framskridit. Exempel på nyckeltal av direkt relevans för detta arbetet är:

- Kvoten mellan den mängd slam som tillförs jordbruket och totalmängden producerad slam.

- Kvoten mellan näringshalt i slam och total näringsmängd i avloppsvatten.

Tillsammans med bland annat Ekerö kommun har ett Agenda 21 projekt startat med syfte att utveckla området Sånga-Säby till ett ekologiskt slutet område så långt det är praktiskt och ekonomiskt genomförbart. Målet är att Sånga-Säby ska bli en förebild för andra invånare i kommunen. I dagsläget återförs dock ingen växtnäring till jordbruket. Vid ombyggnaden av huvud-

byggnaden förbereddes för urinseparering genom att dubbla avloppsledning-
ar till 12 toaletter installerades. Toaletterna är dock av konventionellt snitt.

Avloppsrening

Avloppsreningsverket på Sånga-Säby betjänar kursgårdens gäster, folkhög-
skolan samt 65 bofasta i området. Reningsverket genomgick en omfattande
ombyggnad 1992 då anläggningens kapacitet byggdes ut. Anläggningen är
idag dimensionerad för 250 personer. Reningsprocessen sker i tre steg och
inkluderar mekanisk, biologisk och kemisk rening.

Den *mekaniska reningen* utgörs av en renskvarn, där grövre partiklar mals.
I försedimenteringen avskiljs sedimenterat slam som överförs till en slam-
silo. Avloppsvattnet leds därefter till en utjämningsbassäng som har till
syfte att jämna ut de ojämna flödena. Vid den efterföljande *biologiska*
reningen sker en syresättning av vattnet. I biobädden som är helt nedsänkt i
vattnet sker en oxidering av materialet. Avloppsvattnet leds sedan vidare
till slutsedimenteringsbassängen där bioslammet överförs till försedimen-
teringen. Slutligen renas vattnet *kemiskt* genom att fällningskemikalien
PAX 21 (polyaluminiumklorid) tillsätts.

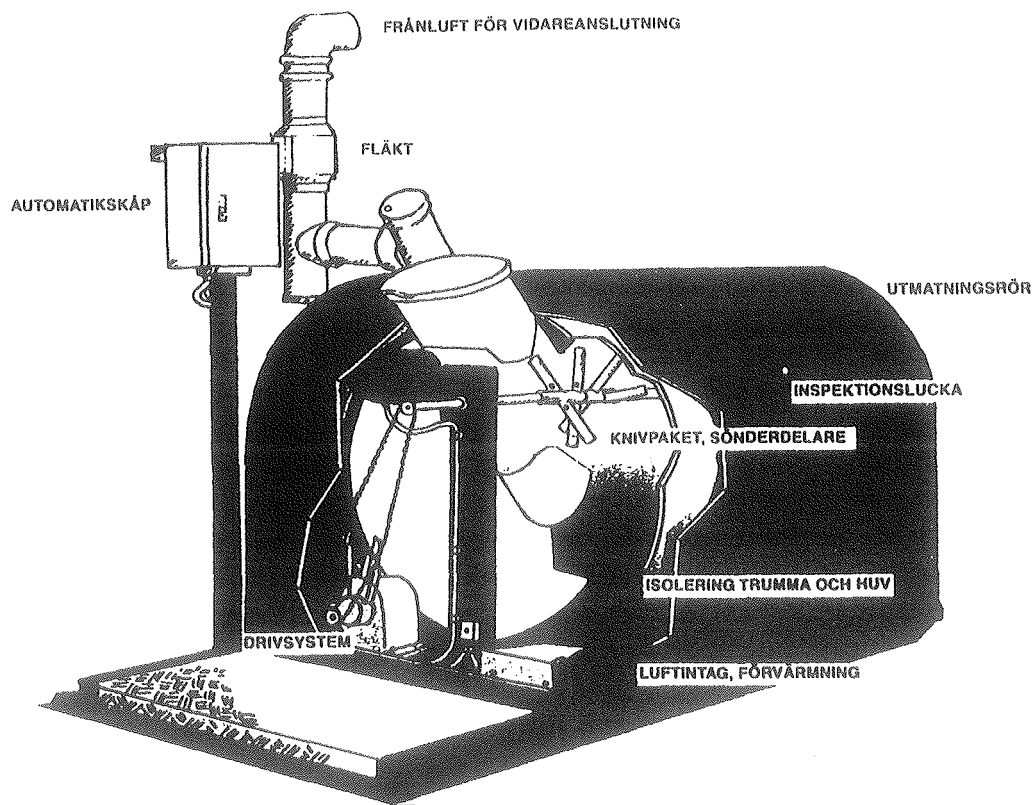
Slamsilon rymmer 45 m³. Slammet förtjockas till en torrsbstanshalt på ca 4
%. Totalt producerades 155 m³ slam under 1995 som transporterades till
Ekebyhovs avloppsreningsverk. Här blandas slammet från Sånga-Säby med
kommunens övriga slam och deponeras slutligen på soptippen i Skå.

Prover tas vid åtta tillfällen årligen på utgående avloppsvatten och vid 2
tillfällen på inkommande vatten. Proverna på utgående avloppsvatten
analyseras bland annat med avseende på totalfosfor, totalkväve, BOD₇
(biochemical oxygen demand) och COD (chemical oxygen demand).
Resultatet av provtagningarna rapporteras in till kommunens miljökontor.
Enligt Miljö- och hälsoskyddsnämndens beslut bör halten av totalfosfor och
BOD₇ ej överstiga 0,5 mg respektive 15 mg per liter utgående vatten. Det
renade vattnet leds 300 meter ut i Mälaren. Under de två senaste åren har
även slammet analyserats.

För att rena reningsverkets utgående luft passerar frånluften ett biofilter.

Kompostering

Sedan 1995 komposteras hushållsavfallet från restaurangen i en s.k. Ale-
trumma. Som strömedel används sågspån. Komposteringsanläggningen är
1,1 x 4,2 meter.



Figur 2. Komposttrumman som används på kursgården, sedd delvis i genomskärning.

Sönderdelning, luftning och tömning sker automatiskt. Enligt leverantören arbetar trumman normalt vid en temperatur kring 60° C. I de regelbundna temperaturmätningar som görs på Sånga-Säby har temperaturen varierat mellan 60-70° C. Mängden organiskt material som tillförs trumman varierar väsentligt från dag till dag, liksom från vecka till vecka. För att inte behöva tillföra komposten alltför blött material och för att undvika överbelastning i Aletrumman, komposteras en del storhushållsavfall i lövkomposten. Efter tömning av komposttrumman sker en efterkompostering tillsammans med lövkomposten.

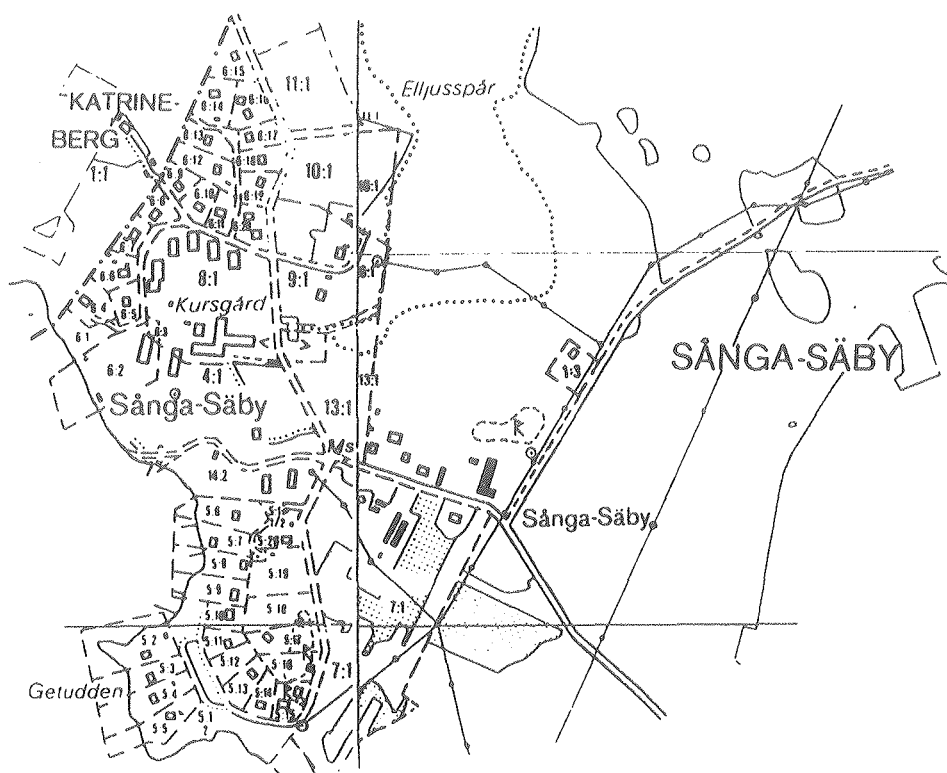
Allt parkavfall som genereras på kursgården såsom gräsklipp, löv etc. komposteras inom området. En fliskvarn planeras att införskaffas för att kunna finfördela grövre material som grenar och kvistar. Lars Lind, vaktmästare på kursgården, uppskattar den årliga mängden parkavfall till omkring 30 m³.

Boende på området

I anslutning till kursgården ligger 43 hus, av vilka 23 är permanentbostäder och 20 är fritidshus. 20 av permanentbostäderna är liksom kursgården anslutna till reningsverket. I dessa bor 65 personer, 50 vuxna och 15 barn och ungdomar. Hälften av de vuxna förvärvsarbetar utanför Sånga-Säby.

Inom det avgränsade området finns även 23 hushåll med enskilda avlopp. Huvuddelen av dessa hushåll är fritidshus, endast 3 anges vara permanentbostäder (C. Håkansson, pers. medd., 1996).

15 av de boende komposterar sitt hushållsavfall i en kompostbehållare. Den färdiga komposten används sedan i trädgården. Övriga boende låter sitt komposterbara hushållsavfall medfölja övriga sopor.



Figur 3. Området Sånga-Säby.

Sånga-Säby lantbruk

Sånga-Säby gård ägs av LRF och brukas av Eva och Ola Degerberg. Till gården kommer många besökare, både från kursgården och från skolor i Stockholmstrakten. Ola och Eva tar årligen emot omkring 8000 besökare. Mjolkproduktion är gårdens huvudsakliga inriktning, och man har för

närvarande 57 mjölkkor som rekryteras ur den egna besättningen. Årsproduktionen av mjölk är 8100 kg/ko och stallperioden är 7,5 månader. Till gården hör också 25 islandshästar som används för turridning.

Gödseln hanteras som flytgödsel och gödselbrunnen rymmer 1000 m³. Naturligt svämtäcke finns på brunnen som fylls uppifrån. Till hästarna används rikligt med strö i form av sågspån. Denna gödsel hanteras för sig. Flytgödseln bredsprids med en spegelspridare.

Jordarten består av mullrik styv lera och markkarteringen visar på ett gott fosfor- och kaliumtillstånd. Odlingsbetingelserna är därför gynnsamma. Till gården hör 100 hektar åker och 18 hektar naturbeten. Areal fördelningen under 1995 var 39 hektar slåttervall, 12 hektar betesvall, 43 hektar foder-spannmål och 6 hektar uttagen areal. Avkastningsnivån per hektar är enligt Ola Degerberg i dagsläget:

Slåttervall	10 ton ts
Betesvall	10 ton ts
Havre	6,5 ton
Korn	5,5 ton
Vete	6,8 ton
Ärt	3,8 ton

Man bärgar som synes höga skördar på området. Betesvallarna ligger i anslutning till vattnet och bevattnas därför regelbundet sommartid. Det finns även möjlighet att bevattna en del av vallarealen. Brukarna står i begrepp att lägga om till ekologisk produktion, vilket kommer att innebära vissa förändringar i driften. 1996 kommer att utgöra karensåret. En möjlig växtföljd på den omlagda mjölkgården kan ha följande utseende:

Vall I
Vall II
Vall III
Havre
Ärt/grönfoderblandning
Korn med insådd

Vid omläggningen till ekologisk produktion beräknas skördenivåerna sjunka. Vallskörden på en ekologisk gård är uppskattningsvis 85 % jämfört med en konventionell vallodling (Sjelin & Sandenskog, 1994). För att inte göra någon glädjekalkyl över grovfodertillgången antas att vallavkastningen efter omläggningen blir ca 7 ton torrsbstans per hektar. Avkastningen av höstvete är ca 75 % av konventionell skörd och avkastningen av vårsäd omkring 70 %. Avkastningen av ärt blir ca 80 % efter omläggningen (Johansson, 1995). Generellt sett kommer dock skördefluktuationerna att bli större mellan åren efter en omläggning.

3. LITTERATURÖVERSIKT

Växtnäringsbalanser som redskap

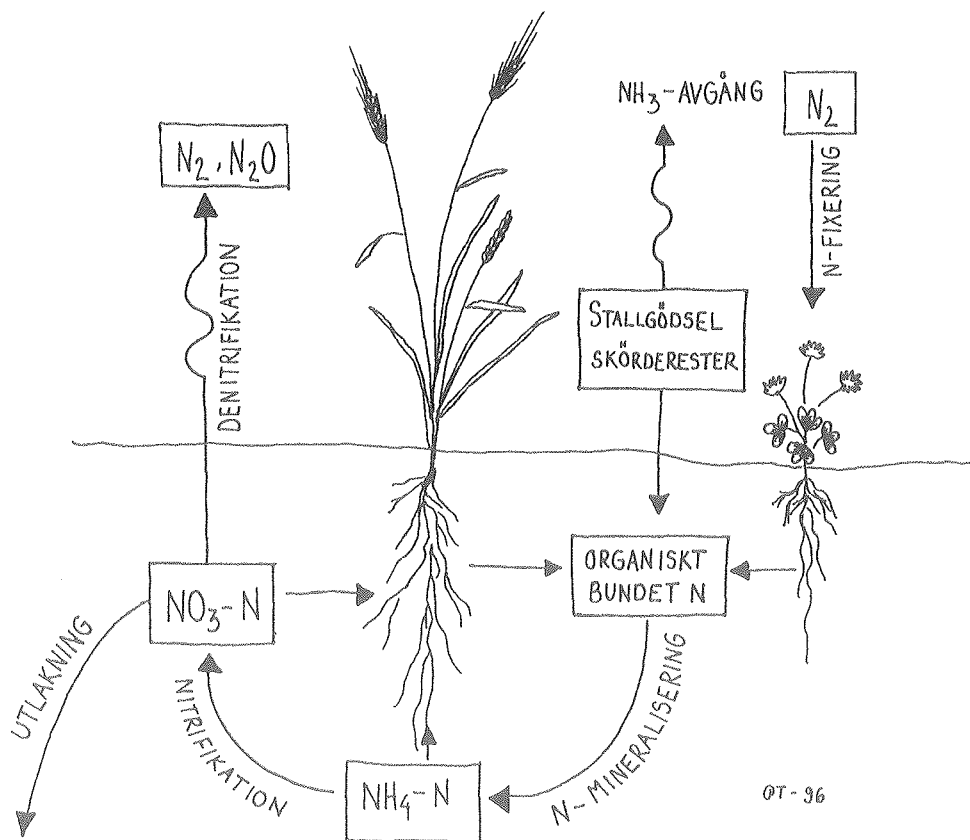
Kartläggning av växtnäringsflöden i en växtnäringsbalans är ett viktigt redskap när man eftersträvar en helhetsbild över ett område. Härigenom kan man få en uppfattning över vilka flöden som är stora, och vilka som är små eller försumbara. Konsekvenserna av förändrad drift eller hantering i något led kan också snabbt avläsas. Genom att integrera lantbruk och hushåll i en växtnäringsbalans, kan man avläsa vilket behov lantbruket har av utifrån tillförd växtnäring - och i vilken mån detta behov kan täckas av växtnäring från hushållen.

Växtnäringsbalanser har gjorts på samhällsekosystem inom olika nivåer - lokala, regionala och nationella. Inom jordbruket används ofta växtnäringsbalanser i syfte att undersöka hur den enskilda gården hushållar med växtnäringsflödena. Gårdsbalanser kan även visa på om driften är långsiktigt uthållig. Växtnäringsflödena har kartlagts i en rad kommuner, bland annat i Östhammar (Ridderstolpe & Salomon, 1995), Nynäshamn (Johansson & Wijkmark, 1995) och Ystad (Wittgren, et al, 1993). För Gävle kommun har fosforflödena kartlagts (Folkesdotter & Nilsson, 1993). Växtnäringsbalanser inom en kommun eller ett avrinningsområde, är en utmärkt utgångspunkt när man vill sätta in de effektivaste åtgärderna mot exempelvis näringsläckaget. Balanser har även gjorts på nationell nivå, där både jordbruk och samhället ingår (Granstedt & Westberg, 1993).

I många regionala studier över växtnäringsflöden har endast kväve och fosfor beaktats. Kväve och fosfor är begränsande ämnen i akvatiska system, och därför mer relevanta att studera när syftet är att minska påverkan på den omgivande miljön. Inom jordbruket är även tillförseln av kalium av stort intresse, särskilt på lättare jordar. I en växtnäringsbalans som utgår från lantbruket och dess behov av växtnäring, bör därför även kalium ingå.

Växtnäring inom jordbruket

Inom jordbruket flödar växtnäring och energi av allehanda karaktär. På djurgårdar kommer en stor del av växtnäringsflöden att cirkulera inom det egna jordbruket, på renodlade spannmålgårdar är beroendet stort av utifrån tillförd växtnäring. Vissa flöden är enkla att beräkna. Det gäller till exempel inköp av konstgödsel, foder och utsäde, liksom försäljning av spannmål, kött och mjölk. Men flödena på gårdsnivå inkluderar även biologiska processer med svårstyrda förlopp såsom till exempel kvävefixering och utlakning. På djurgårdar kan stallgödselhanteringen ge upphov till omfattande och samtidigt svårbestämda förluster.



Figur 4. Kvävetts omsättning i mark-växsystemet.

När man studerar flödena av växtnäring inom jordbruket är det viktigt att beakta växtnäringsämnenas förekomst. Fosfor och kalium är begränsade resurser och särskilt fosfortillgångarna anses som knappa. Med dagens förbrukning antas fosforreserven kunna räcka i 150 år (Fredriksson, 1994). Både förbrukning av och tillgång till fosfor är dock osäkra faktorer, vilket gör uppskattningen osäker. Kväve är däremot en oändligt flödande resurs eftersom 78 % av lufthavet utgörs av kvävgas. Kvävefixering genom bakteriernas försorg eller på artificiell väg är dock en energikrävande process, vilket starkt motiverar en hushållning med kväve. De för jordbruket så viktiga växtnäringsämnena kan på fel plats vid fel tidpunkt ställa till med stor skada på ekosystem. Detta kan gälla både kväve och fosfor. Fosfor är oftast det ämne som begränsar tillväxten i sjöar och även en liten tillförsel kan därför få stora konsekvenser för ekosystemet. Förluster av fosfor sker främst genom ytavrinning av partikulärt bundet fosfor. En betydande faktor för avrinningens storlek är därför fältets lutning (Claesson & Steineck, 1991).

Utlakning

Nitratutlakning är en process som kan medföra stora kväveförluster från systemet. I marken finns det mesta kvävet bundet i organiskt material som vid mineraliseringen kommer att frigöra ammonium. Ammonium kommer efterhand att omvandlas till nitrat av nitrifikationsbakterier, en process som äger rum ned till fryspunkten och kräver tillgång på syre (Löfgren, 1993). Till skillnad från ammonium är nitrat lättrörligt i marken, och kan därför lätt lakas ut. Även på skogsmark sker en viss utlakning av kväve, som kan uppskattas till 2-3 kg kväve per hektar årligen (M. Hoffmann, pers. medd., 1996). På jordbruksmark är utlakningen betydligt större och särskilt på mer grovkorniga jordar kan förlusterna bli betydande. Ju mer jorden bearbetas och ligger obevuxen, desto större är riskerna för utlakning. Olika grödor har dessutom olika förmåga att fånga upp kvävet. Utlakningen varierar därför i växtföljden.

Tidpunkten för vallbrottet styr i hög grad utlakningsrisken. Ett tidigt vallbrott med efterföljande höstvetesådd kan ge upphov till stora kväveförluster eftersom höstvete endast tar upp 5-20 kg på hösten (Lindén, 1993). I många fall kan det därför vara bättre ur kvävehushållningssynpunkt med sen höstplöjning och efterföljande vårsådd (M. Hoffman, pers. medd., 1996).

Utlakningen av kalium är inte lika väl studerad som kväveutlakningen. Kalium har ingen betydelse för övergödningen av vattendragen och kräver därför inga restriktioner som är fallet med kväve och fosfor. Kalium är dock ett viktigt makronäringsämne inom jordbruket, där särskilt vallen är kaliumkrävande. Studier över växtnäringsläckaget på en mellanlera i Södermanland, visar på att kaliumutlakningen i en valldominerad växtföljd i genomsnitt är 8 kg/ha (Gustafson & Torstensson, 1988). Till skillnad från kväveutlakningen tycks inte kaliumutlakningen öka nämnvärt vid vallbrott.

Denitrifikation

En biologisk process av stor betydelse för kvävet kretslopp är **denitrifikationen**. Den har sin grund i att vissa mikroorganismer använder nitrat istället för syre för sin respiration med resultat att nitrat slutligen reduceras till kvävgas. Fenomenet uppkommer därför vid syrefria förhållanden. Kväveförlusterna kan genom denna process bli avsevärda på i synnerhet lerjordar. Förlusten ökar på kompakta, vattenmättade jordar, men är svår att uppskatta, och varierar dessutom från år till år. Denitrifikationen är störst på hösten efter skörd, men kan minskas genom att mängden nitratkväve i marken hålls på en låg nivå under hösten, till exempel genom att låta marken vara bevuxen och genom att undvika stallgödseltillförsel. Syrebrist kan motverkas genom att packningsskador undviks och genom god dränering (Claesson & Steineck, 1991). Claesson et al. (1991) refererar till ett danskt försök där denitrifikationen bestämts vid olika gödselgivor. Vid

tillförsel av flyt gödsel motsvarande 80 kg ammoniumkväve, varierade den årliga denitrifikationen mellan 8 och 107 kg per ha! Det sistnämnda värdet uppmättes visserligen under ett extremt regnigt år, men antyder likväl svårigheten med att ange denitrifikationens storlek. Kväve förloras även från mark-växsystemet genom ammoniakavgång från växtrester (Claesson & Steineck, 1991).

Kvävefixering

De naturligt förekommande förlusterna av kväve genom i huvudsak denitrifikation och utlakning balanseras i naturliga ekosystem av kvävefixering. Denna kan vara av två slag; antingen symbiotisk kvävefixering eller kvävefixering av frilevande bakterier. Vid odling av klöver och luzern kan den symbiotiska kvävefixeringen uppgå till 250 kg kväve/ha (Bovin & Wolgast, 1994). Frilevande cyanobakterier kan vid gynnsamma betingelser fixera 15-20 kg kväve/ha. Cyanobakterierna gynnas bland annat av kalkning och plöjningsfri odling (Granhall, 1990). Kvävefixeringen missgynnas av god tillgång på lösligt kväve. Med ökade gödselgivor kommer därför kvävefixeringen att minska.

Deposition

I vårt industrisamhälle sker också en tillförsel av luftburet kväve till marken som härstammar från utsläpp från trafiken och förbränning i fasta anläggningar. Våtdepositionen bestäms av halterna i nederbörden, men även av nederbördens mängd. Kvävetillförseln är därför störst i nederbördsrika områden. Torrdepositionens storlek beror av markens och vegetationens beskaffenhet. Den totala tillförseln är därför större över skogsmark (SNA, 1991).

Stallgödselhantering

Stallgödsel är en viktig resurs för djurgården och hushållningen med växtnäringen är nödvändigt både för att skapa ett resurshushållande jordbruk och för att undvika ökad belastning på luft och vattendrag. Gödsel kan förekomma i form av fastgödsel med urinavskiljning, kletgödsel och flytgödsel. Gödsel innehåller både organiskt bundet kväve och ammoniumkväve. Andelen ammoniumkväve i flytgödsel uppgår i genomsnitt till 60% av mängden totalkväve och har samma verkan som konstgödselkväve (Claesson & Steineck, 1991). Ju större andel av kvävet som föreligger som ammonium, desto större är risken för ammoniakförluster. Fördelningen mellan ammonium och ammoniak styrs av pH-värdet. Vid högre pH kommer en större andel av kvävet föreligga som ammoniak, vilket ökar risken för förluster.

Det organiskt bundna kvävet måste däremot mineraliseras innan det blir tillgängligt för växterna. Mineraliseringen är en successiv process och den direkta kväveeffekten av organiskt bundet kväve är därför svår att bedöma.

Kväveförluster vid stallgödselhanteringen äger rum i samtliga led. Ventilationsförlusterna i ett kostall kan uppskattas till 7% (Claesson & Steineck, 1991). Lagringsförlusterna kan variera mycket beroende på faktorer såsom gödselslag, lagringsanordning, lagringstid etc.

Tabell 2. Uppskattade kväveförluster i form av ammoniak vid olika spridningstidpunkter och med olika spridningstekniker. 60 % av kvävet antas vara ammoniumkväve. Efter Claesson & Steineck, 1991

Spridnings- och nedmyllningstidpunkt	Kväveförluster i % av flytgödsels totalkväve	
	Bredspridning	Bandspridning
Vårvintern	12	
Våren		
Nedbrukning		
inom 1 tim	6	3
inom 12 tim	9	6
Sommaren, växande gröda		
Vall	30	21
efterföljande bevattning		3
Stråsäd		9
efterföljande bevattning		6
Tidig höst		
Nedbrukning		
inom 1 tim	9	6
inom 12 tim	18	12
Sen höst		
Nedbrukning		
inom 12 tim	6	3

Ammoniakförlusterna vid spridning varierar beroende på en mängd olika faktorer, till exempel spridningsteknik, tidpunkt för spridning och hur snabbt nedmyllning sker. Väderleken vid själva spridningen är viktig att beakta eftersom förlusterna ökar vid hög temperatur och låg luftfuktighet liksom vid stark vind. Det går därför att minska ammoniakförlusterna avsevärt. En övergång från bredspridning till bandspridning ger mindre ammoniakförluster, och är även bättre ur en hygienisk aspekt. En omedelbar nedmyllning är också av stor vikt för att minska ammoniakavgången. Vilken tidpunkt man väljer att sprida sin gödsel på, kan däremot vara mer problematisk. Tidpunkten som ger det bästa växtnäringens utnyttjandet är inte alltid bäst om man vill undvika markpackning och hålla en hög hygienisk kvalitet på fodret. Under den bråda tid som vårbruket utgör kan det även vara svårt att få tiden att räcka till.

Stallgödseln innehåller av växtnäring svarar väl mot vallens behov av i synnerhet fosfor och kalium. Det kan därför vara lämpligt att lägga stallgödseln på vallen. Detta innebär dock ofta ett sämre kväveutnyttjande. Att i huvudsak låta stråsåden få stallgödsel kan å andra sidan innebära ökade kaliumförluster, särskilt på lättare jordar (Claesson & Steineck, 1991). Stallgödsel på vallen kan även ge försämrade mjölk kvaliteten genom ökad sporhalt i mjölken. Genom vissa åtgärder kan man dock minimera riskerna för sporspridning.

- * Spridning av flytgödseln omedelbart efter första skörd. Bevattning om möjligt.
- * Förtorka ensilaget och inte utföra någon vändning.
- * Användning av något tillsatsmedel, såsom myrsyra.
(Malmqvist & Spörndly, 1993; Karlsson, 1991)

Vid tidig vårspridning på lerjordar finns alltid en risk för packningsskador. I ekologisk odling är det särskilt viktigt att undvika packningsskador, eftersom jordens egen förmåga att leverera näring till växterna är av största betydelse.

Oavsett var i växtföljden man lägger flytgödseln bör man undvika högre givor än 30 ton/ha vid ett och samma tillfälle (S. Steineck, pers. medd., 1996).

Växtnäringens flöden inom ekologisk odling

Den ekologiska lantbrukaren får förlita sig på gårdens egna resurser i större grad. Tillförseln av kväve till systemet beror främst på baljväxternas kvävefixerande förmåga. Övriga växtnäringensämnen kan tillföras i form av svårslösliga mineraler som till exempel råfosfat, dolomit och apatit eller organiska gödselmedel (KRAV, 1995). Eftersom ekologiska gårdar i regel köper in mindre foder än konventionella gårdar, blir inte tillförseln av

växtnäring i foder någon betydande post, såsom kan vara fallet på konventionella gårdar. Att återföra växtnäring i form av stallgödsel och andra organiska gödselmedel är därför viktigt för att på sikt inte utarma markens bördighet.

Eftersom vallens kvävefixerande förmåga är så central inom ekologisk odling, är det viktigt att uppnå en hög klöverandel. I en kortvarig vall är rödklöver väl lämpad. Om vallen ska ligga minst tre år är vitklöver ett bättre alternativ. Vitklöver är också bättre lämpad för ett treskördesystem (N. Nilsdotter-Linde, pers. medd., 1996).

Genom att så in vitklöver i betesvallen kan man få ett betydande kvävetillskott. En betesvall där vitklöver utgör ca 30 % av torrsubstansen, avkastar lika mycket som en ren gräsvall som gödslas med 150-200 kg kväve enligt utländska studier (Frankow-Lindberg m.fl, 1993).

Växtföljden på en ekologisk djurgård styrs av i hög utsträckning av foderbehovet. Produktion enligt KRAVs regler innebär förändringar i foderåtgång eftersom 50 % av foderstaten ska utgöras av grovfoder, och genom att icke KRAV-godkänt foder får utgöra högst 10 % av det årliga ts-intaget. Efter 1997 kommer den regeln att skärpas till att gälla högst 5 % (KRAV, 1995).

Växtnäring i samhället

Den största delen av växtnäringen i Sverige cirkulerar inom jordbruket. En liten del av de totala flödena länkas dock av till städer och samhällen i form av livsmedel. Det svenska jordbruket levererar årligen 22 kg kväve per hektar i form av animalier och vegetabilier till samhället (Claesson et al. , 1991). På sin väg från åkern eller ladugården till tallriken förloras betydande mängder näring genom den förädling och tillagning som äger rum. Enligt Jordbruksverkets statistik över tillgången på livsmedel i Sverige har kostens innehåll av kväve, fosfor och kalium beräknats till 14,1 g, 1,64 g respektive 3,9 g per person och dag (Vår Föda, 1994). Dessa beräkningar utgick från livsmedelskonsumtionen 1992. På årsbasis innebär detta 5,1 kg kväve, 0,6 kg fosfor och 1,4 kg kalium per person. En mindre del av denna näring blir till komposterbart hushållsavfall. Största delen kommer dock att återfinnas i klosettvattnet. Fosfor tillförs även hushållen i form av tvättmedel, eftersom fosfater används som avhärdare i tvätt- och rengöringsmedel. Vid reningsprocessen i det kommunala reningsverket förloras en stor del av näringen, särskilt kväve och kalium. Merparten av fosfor kommer dock att återfinnas i slamfraktionen vid kemisk fosforfällning.

Tabell 3. Växtnäringsflöden i Sverige uttryckta i 1000-tal ton (Pettersson, 1992)

Flödesmängder	Kväve	Fosfor	Kalium
Livsmedel	60	8	15
Urin & fekalier	45	6	10
Komp. hushållsavfall	10	2	3
Komp. storköksavfall	2	0,2	0,5
Livsmedelsindustrin & livsmedelshandeln	6	1,1	3

Kompostering

Kompostering är en aerob nedbrytningsprocess av organiskt material där värme alstras. Motorn i komposteringsprocessen är de mikroorganismer som lever på att bryta ned energirika kolföreningar. Vid nedbrytningen bildas koldioxid, vatten och värme. Temperaturstegringen som ibland överstiger 70° C, kan ge en effektiv avdödning av patogener, parasiter och ogräsfrön. För en fullständig hygienisering krävs dock att materialet omblandas under nedbrytningen (Kirchmann, 1986).

Kompostering är en enkel metod som inte kräver några komplicerade tekniska lösningar. Metoden är därför tillämpbar både i liten och stor skala. Kompostering reducerar torrsubstansen med ca 50 %, och är därför ett led i strävan att reducera de organiska avfallsmängderna (Kirchmann, 1986).

Under komposteringsprocessen kan kväveförlusterna bli avsevärda främst genom avgång av ammoniak. Förlusterna varierar beroende på en rad faktorer, och kan uppskattas till uppemot 50 % av det ursprungliga kväveinnehållet (H. Kirchmann, pers. medd., 1996). En faktor som påverkar kväveförlusternas storlek är kol-kväveknoten. Hushållsavfall är kväverikt, och för att minska kväveförlusterna måste man därför tillsätta ett kolrikt material, såsom löv, halm eller spån (Robertsson, 1994). Strömedel ger också en förbättrad struktur och en därmed ökad syretillförsel.

Enskilda avlopp

Bakgrund & begrepp

Enskilda avlopp är en benämning för hushållsavlopp som inte är anslutna till ett reningsverk, utan istället renar sitt avloppsvatten på egen hand. I Sverige finns omkring 1 miljon hushåll som inte är anslutna till kommunalt reningsverk, varav hälften, en halv miljon, utgörs av permanentbostäd-

er. Naturvårdsverket uppskattar att 50 % av de enskilda avloppsanläggningarna saknar tillfredsställande rening (A. Lind, pers. medd., 1996). Enskilda avlopp står därmed för en stor del av näringsläckaget till redan hårt belastade vattendrag.

Begreppet avloppsvatten är ett samlingsnamn för spillvatten, dagvatten och dräneringsvatten. Med spillvatten menas klosettwater och Bad-, Dusch- och Tvättwater, s.k. BDT-water. Klosettwater benämns ofta svartwater, och BDT-water ofta gråwater. Klosettwater utgör i genomsnitt 25 % av det totala waterflödet från hushållen (Naturvårdsverket, 1987b).

Avloppsanläggningar och reningsgrad

Slamavskiljare är en behållare där suspenderade och avsättbara ämnen avskiljs på mekanisk väg. Slamm som bildas i slamavskiljaren töms i regel en gång om året. Reduktionen av fosfor och kväve är låg och den mesta näringen fortsätter därför ut ur behållaren. Naturvårdsverket (1987b) anger att 10-15 % av slammets kväve- och fosforinnehåll reduceras. Troligt är dock att reduktionen är än mindre. En studie i Funbo, Uppsala 1992 visade att 12 % av kvävet och 5 % av fosfor återfanns i slamfraktionen (Andersson, 1992). Resultaten från en undersökning av slammets innehåll i 47 enskilda avloppsanläggningar 1990, gav liknande resultat (Steineck & Salomon, 1992). Kalium reduceras i än mindre grad än fosfor i slamavskiljaren (Andersson, 1992; Salomon & Steineck, 1992). För att uppnå en högre reningsgrad krävs därför ytterligare behandling. Denna kan ske genom att man låter waternet perkolera genom en markbädd eller en infiltrationsanläggning. En *markbädd* renar spillwaternet i en anlagd sandbädd, och leder sedan bort waternet till recipienten. En *infiltrationsanläggning* renar spillwaternet genom perkolation i en anlagd sandbädd och därefter i det underliggande naturliga jordlagret. Det renade avloppsvaternet avleds sedan diffust till grundwaternet. Infiltrationsanläggningar antas kunna reducera kväve med 20-40 % och fosfor med 60-80 % (Naturvårdsverket, 1987b). En undersökning i Enköpings kommun visade att markbäddar reducerade kväve och fosfor i avloppsvaternet med 30-40 % (Johansson, 1993).

Rening av spillwater kan också ske genom *resorption*. Spillwaternet leds då till en ytlig anläggning med tät botten, och tas sedan upp av växter eller avdunstar.

Många äldre fritidsbostäder renar sitt avlopp genom en *stenkista*, som består av en rund, stenfyllt grop där reningen sker genom perkolation till grundwaternet. Rening genom en stenkista är ofta otillräcklig, eftersom man inte har någon kontroll över infiltrationen och genom att absorptionsytan är liten (Naturvårdsverket, 1987b).

Biologisk rening genom ett s.k. *paketreningverk*, ansluts direkt till spillwaterledningen. Behandlingen sker sedan vanligtvis i en biorotor eller plastbiobädd. Paketreningverk kan installeras när förutsättningar för

infiltration saknas, men på grund av reningsverkets känslighet för varierade flöden, är markbädd troligtvis ett bättre alternativ (Naturvårdsverket, 1987b).

Slamhantering

Slam från kommunala reningsverk kan ses både som en resurs värd att utnyttja, och ett miljöproblem som man måste bli kvitt. Till slammets positiva egenskaper hör dess innehåll av näringsämnen och mullbildande organiskt material. Som räknenskaper att föra upp på minuskontot hör slammets eventuella innehåll av tungmetaller och syntetiska organiska föreningar. Kvalitén på restprodukterna är av avgörande betydelse för om slammet är attraktivt som gödselmedel. Målet med slamåterförslin måste vara att markens långsiktiga bördighet inte hotas, utan istället förbättras genom slamtillförslin.

Synen på slam från samhällets olika aktörer

Användningen av slam inom jordbruket är en kontroversiell fråga, och debattens vågor har tidvis gått mycket höga. För att stimulera och säkerställa användningen av slam i jordbruket träffades 1994 en överenskommelse mellan LRF, VAV och SNV (Naturvårdsverket, 1994). I denna överenskommelse ska parterna bland annat verka för en ökad användning av slam vars metallinnehåll inte överskrider gränsvärdena enligt SNFS 1994:2 vilka framgår av tabell 4. Målet är att även verka för ett successivt renare slam som skapar ett uthålligt kretslopp mellan stad och land.

Slamfrågan kompliceras av att Arla och Cerealia inte tillåter att slam sprids på åkermark som brukas av deras leverantörer. Dessa organisationer anser att de gränsvärden och rekommendationer som ställdes upp i slamöverenskommelsen inte är tillräckliga för att säkerställa en produkt av hög kvalitet. Det är dock möjligt att ansöka om dispens, vilken då behandlas separat (I. Andersson, pers. medd., 1995). Arlas motivering till slambojkotten är att de anser att dagens slam innehåller en mängd okända ämnen. Vidare anser Arla att man bör ta hänsyn till konsumenternas etiska värderingar.

Kontrollföreningen för ekologiskt lantbruk, KRAV, kan godkänna användning av avloppsslam från reningsverk efter prövning. KRAV tillämpar för närvarande strängare gränsvärden för metaller än vad som föreskrivs i Naturvårdsverkets kungörelse, SNFS 1994:2. Mänsklig urin och fekalier är tillåtna, liksom slam från egen trekammarbrunn, såvida inte miljöfarliga ämnen hanteras.

Tabell 4. Gränsvärden för den mängd metaller som årligen får tillföras åkermarken vid användning av slam enligt SNFS och KRAV. Mängderna är angivna i gram per hektar och år

Metall	fr o m 1995	fr o m 2000	KRAV
Bly	100	25	50
Kadmium	1,75	0,75	1
Koppar ¹	600	300	500
Krom	100	40	50
Kvicksilver	2,5	1,5	1
Nickel	50	25	50
Zink	800	600	700

¹ Högre kopparhalter kan godtas om marken lider av kopparbrist.

Slamfrågan kompliceras ytterligare av att EU inte godkänner avloppsslam och hushållskompost i ekologisk odling. Sverige har dock lämnat in en ansökan till EU med förslag att godkänna hushållskompost, slam av god kvalitet, urin samt latrin i ekologisk odling (R. Andersson, pers. medd., 1995).

Växtnäring och organiskt material

Vid diskussioner om slamåterförsel till åkermark är det viktigt att beakta inte bara frånvaron av tungmetaller och naturfrämmande ämnen. Slammet ska även innebära ett positivt inslag för lantbrukaren som jordförbättringsmedel och näringstillskott.

Slammets innehåll av växtnäring varierar beroende på vilken behandling som slammet har genomgått. Genom att fälla fosfor med järn- eller aluminiumföreningar, återfinns den mesta fosfor i slammet. Av avloppsvattnets ursprungliga kväveinnehåll återfinns ofta bara 15-20 % i slammet, och av det ursprungliga kaliuminnehållet bara 1-2 % (Faginfo, 1993). Ju mer slammet avvattnas, desto större blir växtnäringsförlusterna.

Det är alltså främst som fosforgödselmedel som slam från konventionella reningsanläggningar är betydelsefullt. Men även övriga makro- och mikro-näringsämnen är viktiga att återföra till åkermarken.

Slammets innehåll av mullbildande organiskt material är av stor vikt på jordar med lågt organiskt innehåll, till exempel där ensidig stråsådesodling har medfört att mullhalten har sjunkit. Likaså på struktursvaga jordar.

Tillförsel av organiskt material förbättrar markens struktur, vilket medför att jordens vattenhållande kapacitet och katjonbyteskapacitet ökar. Även genomluftningen förbättras, vilket stimulerar markens mikroliv.

Miljöfarliga organiska föreningar

Vårt samhälle karaktäriseras av användningen av en mängd syntetiskt framställda organiska ämnen. Miljöfarliga organiska ämnen karakteriseras av att de är toxiska, svårnedbrytbara och att de på grund av sin fettlöslighet kan ackumuleras i vävnader. I den många gånger infekterade slamdebatten har därför slammets innehåll av och risker kopplade till organiska miljöföroreningar diskuterats. Vilka ämnen som analyseras styrs främst av deras förekomst och miljöfarlighet. I en omfattande studie som Naturvårdsverket (1992) genomfört redovisas analyser av 70 ämnen. I de analyser som görs på avloppsslam undersöks dock sällan mer än ett litet fåtal, om alls några.

Organiska miljöföroreningar har främst sitt ursprung i industriellt tillverkade produkter. Industrier anslutna till reningsverken har tidigare gett stora bidrag till slammets föroreningar. Efterhand har dock kraven skärpts för många industrier och deras andel av den totala tillförseln har därmed minskat i betydelse. Idag står istället hushållens användning av kemikalier för en relativt stor andel av slammets innehåll av organiska miljöföroreningar (Pettersson, 1992). Vissa ämnen såsom fenol och kresol bildas naturligt vid nedbrytning av födan, ftalater som ingår som mjukgörare i plaster, läcker från hushållens plastprodukter. Nonylfenoler bildas vid nedbrytning av tensider som finns i bland annat tvättmedel (Kirchmann & Tengsved, 1991). Andra ämnen som förekommer i slam från hushåll är toluen, m/p-xylen, 2-metyl-naftalen, fenantren och pyren (Naturvårdsverket, 1992).

I reningsverket försvinner en stor del av de organiska föroreningarna genom avgång till luften eller mikrobiell nedbrytning. Vid spridning på åkern bryts i regel återstoden av ämnena ned på kort tid, tack vare den mikrobiella aktiviteten i jorden och god tillgång på syre. Förutom nedbrytning genom mikroorganismernas försorg, sker också en nedbrytning genom solljusets inverkan (fotolys) och kemiska reaktioner. PCB, dioxiner och andra högklorerade föreningar kan dock vara svårnedbrytbara, med halveringstider på över tio år (Naturvårdsverket, 1992).

Även om de organiska ämnena inte bryts ned snabbt, kommer markväxtsystemet utgöra en effektiv barriär mot växtupptag för de flesta ämnen (Pettersson, 1992). Fettlösliga ämnen transporteras inte i vatten, men kan däremot absorberas på rottrådarna och därmed kontaminera dessa. Av denna anledning ska därför inte slamgödsling läggas på rotfrukter. I vissa fettrika växter såsom oljeväxter kan dock viss ackumulering ske (Naturvårdsverket, 1992).

Slutsatserna som Naturvårdsverket (1992) drar är att riskerna vid slamspridning vad beträffar organiska miljöfarliga ämnen, är mycket små. Risker för kontaminering är större på grund av luftdeposition av till exempel PAH (Polycykliska aromatiska kolväten), som bildas vid förbränning. Ämnenas toxiska verkan är också större i akvatiska system än i terrestra. För att undanröja eventuella risker för skador på människor och miljö, bör användningen av dessa ämnen vara mycket restriktiv.

Tungmetaller

Slammets innehåll av tungmetaller är en annan mycket omdiskuterad fråga. Med tungmetaller avses egentligen metaller med en densitet över 5 g/cm³. När man talar om metaller som har en skadlig inverkan på miljön, brukar man även inkludera aluminium och arsenik i gruppen, trots att de kemiskt sett inte hänförs till tungmetallerna. Omkring 25 grundämnen, däribland vissa tungmetaller, är livsnödvändiga för organismer. Tungmetaller är dock giftiga för växter och djur i högre koncentrationer (Pettersson, 1994).

Marken utgör en i de flesta fall effektiv barriär mot växternas tungmetallupptag. Kadmium är dock ett undantag och tas relativt lätt upp av växten. En stor del av vårt kadmiumintag kommer därför från grönsaker, rotfrukter och spannmål (Pettersson, 1994). Kadmium tillförs åkermarken via handelsgödsel och luftdeposition, men även slam från reningsverk innehåller varierande mängder. Kadmium ackumuleras i njurarna och kan vid höga halter ge allvarliga skador.

Höga halter av koppar är ofta förekommande i slam, och härrör då ofta från den korrosion som sker i kopparvattenledningarna. En förstudie i Stockholm pekar mot att 75 % av den koppar som tillförs reningsverket har sitt ursprung i tappvattensystemet (Naturvårdsverket, 1993).

Hygienisering & stabilisering

För att reducera luktproblemen vid hantering av slam krävs någon form av stabilisering av slammet. Denna kan ske genom en kontrollerad nedbrytning av organiskt material eller genom tillsättning av någon kemikalie (Faginfo, 1993).

Men för att uppnå en god hygienisk standard på slammet före spridning krävs ytterligare någon form av behandling. Om slammet ska kunna spridas på åkermark får man inte utsätta människor eller djur för hälsorisker från smittförande bakterier och virus. Andra mål med slambehandlingen kan vara att man eftersträvar ett material med liten volym och hög ts-halt. Det sistnämnda är inte minst viktigt när man måste transportera slammet längre sträckor.

Torrkompostering

För att torrkompostera avloppsslam krävs att slammet avvattats. För att höja ts-halten ytterligare behövs en inblandning av något kolhaltigt strömaterial. En lämplig ts-halt för kompostering är 40 %. Strömedlets uppgift är dessutom att ge kompostmaterialet en lämplig struktur, suga upp fukt och därigenom förhindra klumpbildning samt tillföra kol i syfte att höja kol/kvävekvoten. Genom en hög kol/kvävekvot riskerar mindre kväve i form av ammoniak att gå förlorat till atmosfären (Lindberg & Norin, 1996).

Torrkompostering av avloppsslam skiljer sig inte principiellt från kompostering av hushållsavfall, vilket tidigare har behandlats.

Våtkompostering

Med kompostering avses oftast en process där man behandlar organiskt material med en relativt hög ts-halt. Avloppsslam med dess höga vatteninnehåll lämpar sig därför inte speciellt bra för denna typ av kompostering såvida inte slammet avvattas. Man kan dock kompostera även flytande material genom att aktivt tillföra luft eller syre. Denna metod kallas våtkompostering eller aerob termofil slamstabilisering.

Effekten av våtkomposteringen blir ett stabiliserat slam med lågt innehåll av patogena organismer. Även luktproblemen minskar (Duvoort-van Engers, 1986).

Vid kompostering av såväl torrt som vått material, föreligger risk att kväve går förlorat i form av ammoniak. Det är därför lämpligt att styra processen genom att låta den ske i ett slutet system. Man kan då rena frånluften genom ett biofilter av exempelvis torv eller genom absorption i vatten eller syra (Lindberg & Norin, 1996).

För att få till stånd en komposteringsprocess krävs att ingående material är tillräckligt energirika. Vid våtkompostering av energifattigt material, till exempel trekammarbrunns slam, krävs därför tillsättning av något mer energirikt material såsom avvattnat råslam från kommunalt reningsverk, köksavfall eller gödsel (Thyselius & Edström, 1991).

Kalkbehandling

För att hygienisera slam kan man även tillsätta kalk i form av släckt kalk, Ca(OH)_2 , eller osläckt kalk, CaO . Tillsättning av Ca(OH)_2 verkar direkt genom en kraftig pH-höjning till omkring pH 12, vilket avdödar de flesta patogener. När osläckt kalk används blir resultatet en kraftig värmeutveckling som inaktiverar mikroberna. Värmeutvecklingen som är resultatet av att CaO reduceras till Ca(OH)_2 , följs av en pH-stegring till pH 12 (Strauch,

1984). Vid dessa höga pH-värden är risken stor för ammoniakavgång. Förutom att detta medför luktproblem, minskar även slammets innehåll av kväve. För att uppnå en temperatur på över 60° C i ett slam med 25 % ts-halt efter avvattning, behöver man tillsätta 550 kg CaO/ton ts (Faginfor, 1993).

Tillsättning av kalk till slammets är en vanligt förekommande metod vid mindre anläggningar i Norge. Metoden ger en avsevärd viktökning, och är därför inte lämplig vid längre frakt. Metoden kräver inte några större investeringar, men driftkostnaderna kan bli betydande för reningsverket (Faginfor, 1993). För att uppnå en god hygienisering krävs dock att kalken blir väl omblandad i slammets, något som kan vara ett problem i vissa anläggningar (E. Norin, pers. medd., 1996).

Pastörisering

Hygienisering av slam kan uppnås genom pastörisering, exempelvis genom att materialet upphetas till 70° C i 30 minuter. I Schweiz kombineras vanligtvis pastörisering med en efterföljande rötning av slammets. Genom detta förfarande uppnås en god hygieniseringseffekt och antalet bakterier, så även Salmonella, reduceras till under detekteringsgränsen. Troligtvis reduceras även parasitägg på ett tillfredsställande sätt (Havelaar, 1984).

Genom en värmeväxlare kan det utgående slammets kylas ner, och därmed värma upp det inkommande slammets. Det utgående slammets värme kan också täcka röttningsprocessens värmebehov (Havelaar, 1984).

Rötning

Rötning är en mikrobiell nedbrytning av organiskt material utan tillgång till syre. Det är därför en vanlig process där organiskt material ansamlas, till exempel på deponier. Genom att låta rötningen äga rum i en rötchammare eller en biogasreaktor, sker rötningen under mer kontrollerade former, och behandlingstiden blir några dagar upp till några veckor (Lindberg & Norin, 1996). En röttningsanläggning med tillhörande biogasutvinning är en dyrbar investering och lämpar sig därför bättre på större anläggningar.

Resultatet av rötningen blir dels en rötrest, dels biogas. Rötresten innehåller svårnedbrytbart organiskt material samt växtnäringsämnen. Vid rötning av organiskt material med hög vattenhalt, såsom är fallet vid behandling av våtslam, erhålls en produkt vars konsistent liknar flytgödsel. Rötningen reducerar torrsubstansen med 25-70 %. Den andra produkten som erhålls är biogas, som består av 55-70 % metan och 30-45 % koldioxid (Lindberg & Norin, 1996).

Rötning kan ske vid olika temperaturer. Mesofil rötning äger rum inom intervallet 35-40° C, och termofil rötning vid 55-60° C. Vid högre tempera-

temperaturer går processen snabbare, men blir samtidigt känsligare för störningar (Lindberg & Norin, 1996).

Långtidslagring

Avdödnings-effekten på patogener genom långtidslagring är relaterad till lagringstiden samt vid vilken temperatur som lagringen äger rum. Antalet patogener minskar med ökad lagringstid på grund av ökad konkurrens mellan organismerna och en därefter följande successiv utsvältning. Genom tillräckligt lång lagringstid kan man därför eliminera de flesta patogener. Långlivade mikroorganismer som kan övergå i resistent vilostadier är däremot svårare att få bukt med. Vid temperaturer över 20° C uppnås en reduktion på 90 % av bakterier, virus och parasitägg på en, två respektive sex månader. Vid temperaturer under 20° C behövs lagringstider på mer än sex månader, åtta månader respektive tre år för att uppnå samma effekt. Det bör poängteras att långtidslagring inte kan ses som en fullständig hygieniseringsmetod (Pike, 1983).

Jämförelse mellan olika behandlingsmetoder

I tabell 5 framgår olika behandlingsmetoders hygieniska verkan. En jämförelse mellan metoderna visar att man kan uppnå en god hygieniserande effekt med en rad olika metoder. Oavsett process är dock sporer svåra att eliminera.

Tabell 5. *Effekt på olika organismtyper vid olika behandlingar (Efter Havelaar, 1984)*

Processteknik	Bakterier	Virus	Parasitägg	Sporer
Pastörisering	god	var.	god	dålig
Våtkompostering				
Syre, 60-80°C	god	god/var.	god	dålig
Luft, 40-60°C	dålig/god	dålig/var.	dålig/god	dålig
Kompostering				
Sträng	dålig/god	dålig/var.	dålig/god	dålig
Reaktor	god	dålig/god	god	moderat
Kalkbehandling				
Släckt	god	moderat/god	variabel	inga data
Osläckt	god	god	god	inga data

En viktig aspekt att ta hänsyn till, är huruvida *hela* materialet verkligen blir hygieniserat. Resultaten från mindre försöksanläggningar kan därför inte utan vidare appliceras på fullskaleanläggningar. Vid exempelvis dålig omrörning kan temperaturfickor uppstå med ett högre innehåll av mikroorganismer. Man kan också befara en tillväxt av olika patogener vid en efterföljande efterlagring. Ett litet antal organismer utan konkurrens kan då få en snabb tillväxt (T-A. Stenström, pers. medd., 1996).

Sverige har i vissa avseende hamnat på efterkälken vad gäller kravspecifikationer av slambehandling. Både Norge och Danmark har till exempel mer noggrant specificerat vilka krav som ska ställas på slam som ska användas inom jordbruket.

Risker och luktproblem vid spridning av olika slamtyper har sammanställts av Naturvårdsverket (1990) i nedanstående tabell.

Tabell 6. Lukt och smittorisker enligt Naturvårdsverkets (1990) bedömning

Slamtyper	Lukt	Smittorisk
Råslam och slam fr. enskilda avlopp	++	++
Kemslam ¹	+	+
Rötslam	(+)	+
Aerobt stabiliserat slam	(+)	+
Kalkbehandlat slam ²	-	-
Kalkstabiliserat slam ³	(+)	+
Pastöriserat slam	(+)	(+)

¹ Slam från kemisk rening

² Avvattnat slam behandlat med osläckt kalk till pH högre än 12

³ Våt slam behandlat med släckt kalk till pH högre än 11

Föreskrifter och råd vid spridning av slam

I Naturvårdsverkets författningssamling (SNFS 1994:2) ges föreskrifter om användningen av slam på åkermark. Syftet är att förhindra skadliga effekter på mark, vegetation, djur och människor vid slamspridning. Som en allmän princip gäller att slammet ska behandlas före spridning. Obehandlat avloppsslam får dock användas i jordbruket om det brukas ned inom ett

dygn efter spridning och om inga olägenheter uppkommer för grannar. Vidare ges föreskrifter om var slammet *inte* ska användas.

1. På betesmark.
2. På vall som skall skördas inom tio månader från slamspridningen.
3. På odlingar av bär, potatis, rotfrukter, grönsaker eller frukt.
4. På mark som är avsedd för odling av bär, potatis, rotfrukter eller grönsaker som är i kontakt med jorden och som konsumeras råa.

För ett mindre reningsverk dimensionerat för 200-2000 personequivivalenter som är fallet på Sånge-Säby, krävs ett provtagnings- och analystillfälle per år. Följande analyser ska göras.

1. torrsbstans och glödningsförlust
2. pH
3. innehåll av totalfosfor, totalkväve och ammoniumkväve
4. innehåll av tungmetaller såsom bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink.

Vid spridning av slam bör man utgå från dess fosforinnehåll. Den maximala slavgivan per hektar vid ett spridningstillfälle får inte överstiga 250 kg total-fosfor på jordar i fosforklass I och II, respektive 160 kg på jordar i klass III-IV.

Enligt Naturvårdsverkets allmänna råd (1990) bör den genomsnittliga slavgivan inte överskrida 1 ton ts per år och ha. Om slamtillförseln sker en gång i växtföljden, bör inte mer än 5 ton ts spridas per tillfälle.

Vad beträffar spridningstidpunkter gäller samma regler för slam som för stallgödsel. Detta innebär bland annat att organiska gödselmedel inte får spridas under tiden 1 december - 28 februari såvida inte nedbrukning sker samma dag (Naturvårdsverket, 1990).

Som en allmän regel bör gälla att slammet ska brukas ned så snart som möjligt. Detta både för att undvika lukt, smittorisker samt växtnäring-förluster.

Alternativ avloppshantering

Bedömningsgrunder för kretsloppsanpassade avloppssystem

Varje epok har sina problem, och sin metodik att lösa dessa problem. I början av seklet var städernas sanitära olägenheter ett överskuggande hygieniskt problem, vilket ledde till en utbyggnad av det vattenburna VA-systemet. Idag när vi har uppnått en hög hygienisk standard, är det andra frågor som står i fokus, som till exempel resurshushållning av vatten, näringsämnen och energi. Det finns idag ett stort intresse för alternativa systemlösningar hos enskilda, kommuner och andra intressenter. Dessa nya lösningar är dock tämligen oprövade. Vid en successiv övergång till andra avloppslösningar är det därför synnerligen viktigt att ha ett helhetsperspektiv där många olika aspekter vägs samman. Som en vägledning vid bedömningen av miljöanpassade VA-system har Naturvårdsverket sammanställt centrala kriterier (Naturvårdsverket, 1995c).

- Smittspridning och sanitära förhållanden
- Miljöpåverkan och resurshushållning
- Tekniska och socio-ekonomiska kriterier

Det sista kriteriet inbegriper användarvänlighet, påverkan på samhällsplanering, ansvarsförhållande och ekonomi.

På senare tid har nya avloppslösningar börjat att ta form som ger bättre möjligheter till recirkulation. Två olika tekniker som diskuteras är urinsortering med separat behandling av urin och fekalier samt sambehandling av svartvatten till exempel genom våtkompostering. Båda teknikerna kräver separat behandling av BDT-vatten.

Spillvatten

Spillvatten från hushåll består av klosettwater samt BDT-vatten. Hur kväve, fosfor och kalium fördelar sig i de olika fraktionerna visas i tabell 7.

Tabell 7. Innehåll av kväve, fosfor och kalium i urin, fekalier samt BDT-vatten från svenska hushåll uttryckta i kg/person och år. Siffrorna inom parentes anger den procentuella fördelningen av kväve, fosfor och kalium. Efter Naturvårdsverket, 1995b

	Urin	Fekalier	Urin+fekalier	BDT-vatten
Totalkväve	4,0 (82 %)	0,5 (10 %)	4,6	0,4 (8 %)
Totalfosfor	0,4 (50 %)	0,2 (25 %)	0,5	0,2 (25 %)
Kalium	0,9 (60 %)	0,4 (27 %)	1,3	0,2 (13 %)

Mängderna av de näringsämnen som vi utsöndrar skiljer sig från person till person. Olika kostvanor, ålder och kön är exempel på parametrar som påverkar födointaget och därmed utsöndringen. Personer som äter mycket kött kommer att utsöndra en större andel kväve, vegetarianer däremot utsöndrar en större andel kalium. Man måste därför vara medveten om att ovanstående schablonvärden kan avvika betydligt från värden som gäller enskilda individer. För vuxna människor svarar i stort sett födans innehåll av kväve, fosfor och kalium mot innehållet i urin och fekalier (Naturvårdsverket, 1995b).

Urin

Urin innehåller största delen av den näring som vi utsöndrar. Detta gäller särskilt kväve som till ca 90 % återfinns i urin. Vid utsöndringen förekommer urinets kväve främst i form av urea. Närvaro av enzymet ureas spjälkar urea och kvävet övergår till ammonium (Olsson, 1995). En annan effekt av processen är att pH höjs. pH i lagrad humanurin är i genomsnitt 8,8, vilket är högre än för lagrad djururin (Kirchmann et al., 1995). Urinets kemiska egenskaper medför därför stora risker för ammoniakavgång vid hantering och spridning i jordbruket.

Fekalier

Fekalierna har ett högt innehåll av växtfibrer som kroppen inte har kunnat resorbera. 25 % av fekaliernas består dessutom av bakterier, främst E. coli och fekala streptokocker. Ett gram fekalier innehåller 10^8 bakterier (Wolgast, 1992). Patogena mikroorganismer tillhör däremot inte den naturliga tarmfloran. Halterna av dessa patogener i avloppssystemet beror av antalet smittobärare, utspädningen och av organismernas överlevnad (Naturvårdsverket, 1987a).

Fekalierna innehåller små mängder kväve. Mer än en tredjedel av den fosfor som lämnar kroppen återfinns dock i fekalierna.

BDT-vatten

BDT-vattnets innehåll av fosfor är starkt avhängigt vilket tvättmedel man använder. Rengöringsmedlens innehåll av fosfor har stadigt minskat sedan 60-talet (Naturvårdsverket, 1995b).

I Naturskyddsföreningens Bra Miljövals-märkning tillåts fosfater som avhjärdare i tvätt- och rengöringsmedel (Naturskyddsföreningen, 1995). Anledningen är att fosforreningen i kommunala reningsverk är väl utbyggd i Sverige och att andra typer av avhjärdare kan ha en större miljöpåverkan. Hushåll med enskilda avlopp har ofta undermålig fosforrening, varför dessa hushåll bör välja tvättmedel med lågt innehåll av fosfor. Eftersom de kända tillgångarna av fosformalm är begränsade, anser dock Naturskyddsföreningen att användningen av fosfor i tvätt- och rengöringsmedel på sikt bör minska eller upphöra.

Även BDT-vattnets innehåll av kväve kan variera betydligt mellan olika hushåll. Tvätt av tygblöjor kan ge ett visst kvävetillskott, likaså bortsköljda matrester (Naturvårdsverket, 1995b).

Urinsorterande system

Urinsortering är en ofta diskuterad avloppslösning för att öka återförslän av växtnäring till jordbruket och minska den negativa inverkan som kväve och fosfor har på vattendragen. Med urinsortering avses ett system där urin sorteras från fekalier redan vid källan. Ett annat ofta använt namn för samma sak är urinseparering.

Toaletten är så konstruerad att urin samlas upp i den främre delen, och kan sedan spoljas ned med en mindre del vatten för att samlas upp i en separat behållare. Vattenåtgången stannar vid 1-3 dl per spolning. Fekalierna samlas upp i toalettens bakre del, och kan sedan röna olika öden. Om toaletten redan är ansluten till det kommunala avloppsnätet kan fekalierna spoljas bort tillsammans med BDT-vattnet. Fekalierna kan även behandlas i en markbädd eller infiltrationsanläggning. Systemet kan också kombineras med torr hantering av fekalierna där hygienisering och stabilisering sker på platsen (Jönsson, 1994).

Systemet med urinsortering förutsätter dubbla ledningssystem. Eventuellt kan man placera urinledningen i den befintliga ledningen. Andra investeringar som måste göras är nya toalettstolar.

Vid det höga pH som råder i urinlösningen löper kvävet stor risk att gå förlorat som ammoniak. Det är därför viktigt att förvara urin i slutna behållare som omöjliggör luftutbyte. Sänkning av pH genom tillsättning av syra och lagring vid låg temperatur är andra faktorer som minskar risken för

ammoniakförluster (Hellström & Kärrman, 1995). Vid förvaring av djururin i brunnar med tättslutande lock uppgår förlusterna till 6-7 % (Claesson & Steineck, 1991).

Vid själva utsöndringen kan urin vara sterilt. Kontaminering kan dock ske exempelvis vid urinvägsinfektion eller vid en senare fekalieinblandning. Hygieniska studier av lagrad humanurin från befintliga anläggningar visar på förekomst av fekala streptokocker, medan halten av *Escherichia coli* däremot är låg. Genom att tillsätta olika bakteriestammar till urin har även deras överlevnad studerats. I dessa studier har avdödningen av *E. coli* och *Salmonella typhimurium* varit snabb. Överlevnaden av fekala streptokocker var betydligt bättre och berodde av temperaturen. Reduktionen av bakteriefag 28B, en indikatororganism för olika virus, var obetydlig efter 42 dagar (Olsson, 1995). Av försiktighetsskäl bör man därför eftersträva en lagringstid på sex månader för att reducera riskerna vid spridningen (S. Johansson, pers. medd., 1995).

Vid studier av ett befintligt urinsorteringsystem har urinens innehåll av kväve och fosfor visat sig vara betydligt lägre än schablonvärden över utsöndrad mängd. Orsaken torde vara att avskiljningen inte till fyllest har fungerat såsom var tänkt. Anledningen kan vara att toaletten är felaktigt konstruerad eller att den inte har använts på rätt sätt. Resultatet har blivit att en del av urinen har hamnat i facket för fekalier (Carlsson, 1995). Även en mindre del fekalier kan av misstag hamna i fel fack och därigenom kontaminera urinen. En inblandning av 0,1-1 % fekalier i urinen, ger samma bakteriehalter i urin som ett ingående avloppsvatten till reningsverket (T-A. Stenström, pers. medd., 1996).

De flesta människor arbetar utanför hemmet vilket minskar mängden tillgänglig näring. En norsk studie som Naturvårdsverket refererar till visar att mängden fosfor och kväve minskar med 10 % vid utpendling från ett område (Naturvårdsverket, 1995b). En svensk studie med tio försökspersoner som underlag visar att 67 % av urinens kväveinnehåll och 75 % av dess fosforinnehåll återfinns i den urin som man utsöndrar under morgonen och kvällen, det vill säga under den tid då man inte befinner sig på arbetsplatsen. Slutsatsen av detta skulle alltså vara att urinsortering är effektivast i bostadsområden och inte på arbetsplatser (Hellström & Kärrman, 1995).

Humanurinens växtnäring är lättillgängligt för växterna och påminner i så måtto om handelsgödsel. Förhållandet mellan NPK är 22-2-10, vilket innebär att humanurin motsvarar ett fosforfattigt kvävegödselmedel (Kirchmann et al., 1995). Risken är dock stor för att avsevärda mängder ammoniumkväve går förlorat vid spridning. Vid bandspridning av djururin vid vårbruk med omedelbar nedmyllning eller i växande gröda uppgår förlusterna till 25-30 % av ammoniumkvävet. 70-100 % av kvävet i urin från nötkreatur utgörs av ammoniumkväve (Claesson & Steineck, 1991).

Förespråkare för urinsortering pekar på en rad fördelar med systemet (Jönsson, 1994).

- växtnäringen i urin är lättillgänglig för växterna.
- förhållandet mellan kväve och kalium är väl anpassat för grödorna.
- innehållet av patogener är lägre än i en blandning med fekalier.
- innehållet av miljöfarliga ämnen är lågt.
- urin är lätt att hantera.

Ytterligare en fördel med urinsortering är att dubbelspolande toaletter är mycket vattensnåla. Vattenförbrukningen är bara 20 % av en konventionell vattentoalett (Kirchmann et al., 1995). En urinseparerande toalett kan därför installeras även om urin och fekalier sedan blandas. Samma effekt kan dock uppnås genom användning av vissa typer av snålspolande toaletter, t.ex. vacuumtoaletter.

Svartvattenseparering

Vid svartvattenseparering behandlar man urin och fekalier tillsammans, medan BDT-fraktionen skiljs av. Många fritidshus har redan idag slutna tankar för svartvatten. Genom att sambehandla urin och fekalier uppnår man vissa fördelar.

- Hanteringen underlättas genom att man slipper särbehandla urin och fekalier
- Ammoniakavgången minskar genom att pH hålls lägre än i urin.
- Hanteringen ger större möjligheter att utnyttja hela svartvattenfraktionens växtnäringsinnehåll.

En av nackdelarna är att man har att göra med ett material med högt bakterieinnehåll. För att uppnå en produkt som uppfyller högt ställda krav på luktreduktion och hygien krävs därför någon form av behandling. En behandlingsform som passar väl in i systemet med svartvatten är våtkompostering.

Våtkompostering av organiskt material

Våtkompostering, eller aerob termofil slamstabilisering som den också kallas, är en metod som började utvecklas på 1960-talet. Råmaterialet var då svinflytgödsel. Efterhand har tekniken börjat användas för att omhänderta andra typer av organiskt material. Schweiz, Tyskland och Norge är några av de länder som satsat på våtkomposteringstekniken. I Sverige har Jordbrukstekniska institutet (JTI) utfört försök med våtkompostering av olika organiska material, såsom svartvatten, köksavfall och gödsel. I Västerås kommun planeras för en bebyggelse där svartvatten och köksavfall från 55 hushåll kommer att sambehandlas (E. Norin, pers. medd., 1996). Intresset för

våtkomposteringen beror främst på metodens hygieniserande verkan. Det är också en metod som lämpar sig bra för mindre anläggningar där en biogas-anläggning skulle bli alltför kostsam.

Grunden till våtkomposteringen är de aeroba bakteriernas nedbrytning av energirik organiskt material. Vid den mikrobiella nedbrytningen alstras värme. I större anläggningar kan värmeproduktionen utnyttjas för att exempelvis värma upp bostäder. Den producerade värmen i det utgående materialet kan även värma upp det inkommande materialet via en värmeväxlare. Behandlingen utförs oftast i en sluten reaktor med lufttillförsel. Man kan även tillsätta rent syre och därmed uppnå en högre verkningsgrad. För kommersiella ändamål är dock användningen av syrgas alltför dyr (Norin, 1995).

För ett jämnt värmeuttag måste processen drivas kontinuerligt eller intermittent. För att uppnå en god hygienisering är endast den sistnämnda processen aktuell. Tömning och påfyllning av behållaren sker då med bestämda intervaller (Norin, 1996).

Genom våtkompostering av stallgödsel förbättras även gödselns egenskaper. Komposteringen gör gödseln mer homogen och lättflytande, vilket underlättar spridning i växande gröda. Gödseln rinner lättare av bladen och kan sedan tränga ner i marken. Vid våtkompostering minskar kol/kväveknoten genom förbränning av lättomsättbara kolhydrater, vilket motverkar den temporära fastläggning av kväve som ofta blir resultatet av flytgödselspridning (Claesson & Steineck, 1991). Den höga temperaturen som uppnås i processen gör även att ogräsfrön avdödas.

Nackdelar med systemet är att behandlingen är energikrävande, eftersom luftare och pumpar drivs med el. Som en i Sverige tämligen oprövad teknik i större skala för behandling av organiskt avfall, kan det eventuellt även finnas vissa driftstekniska frågetecken. Generellt anses dock våtkomposteringstekniken vara enkel och pålitlig (Norin, 1995).

Ingående material

Våtkompostering är en metod där man med fördel kan använda organiskt material av olika ursprung. Ett viktigt krav är dock att de ingående materialen innehåller tillräckligt mycket nedbrytbart organiskt material. I norska studier har man använt råslam, svartvatten, matavfall, gödsel samt fiskavfall i processen (Skjelhaugen & Saether, 1995). 1991 genomförde JTI ett våtkomposteringsförsök i Uppsala där möjligheten att kompostera trekammarbrunnsslam undersöktes. För att få till stånd önskad komposteringseffekt krävdes dock inblandning av ett mer energirik material (Thyselius & Edström, 1991). I ett nyligen avslutat pilotprojekt har JTI utfört våtkomposteringsförsök med olika blandningar av svartvatten, köksavfall och gödsel (Norin, 1996). Enbart svartvatten från vacuumtoaletter med 0,75 % ts visade sig ha för lågt energiinnehåll för att en tillräckligt hög temperatur skulle

uppnås. Tidigare studier har visat att slam från reningsverk bör ha en ts-halt på minst 4 % för att processen ska fungera tillfredsställande. Stallgödsel innehåller mer organiskt material per ts-mängd och kan därför komposteras vid en något lägre ts-halt på 3-4 %. Vid användning av köksavfall eller andra fasta, energirika avfallstyper kan ts-halten sänkas ytterligare. Fasta avfall kräver dock någon form av sönderdelning för att inte driftstörningar ska uppstå (Norin, 1995).

Hygienisering

Hygieniseringens effekt är avhängig den temperatur som uppnås samt exponeringstidens längd. Vid det tidigare nämnda pilotprojektet i Uppsala studerades avdödningen av fekala indikatororganismer samt olika patogener. Resultatet visade att våtkompostering kan ge en fullgod hygienisering. Reduktionen av fekala streptokocker, termotoleranta koliforma bakterier liksom ägg från *Ascaris suum* var fullständig vid 60°C och 3,5 timmar. Clostridiumsporena reducerades dock obetydligt. Även bakteriefag 28B testades och hade reducerats tillfredsställande efter två dygn vid 60°C. Våtkomposteringen var också mycket effektiv i att eliminera *Salmonella* (Norin, 1996).

Växtnäringsförluster

Vid en konventionell kompostering kan kväveförluster i form av ammoniak uppgå till närmare 50 %. Våtkompostering utförs ofta vid ett högt pH och ammoniakavgången skulle därmed kunna bli betydande. Med rätt utförande kan man dock minimera förlusterna närmast totalt. I JTI:s pilotprojekt uppgick totalkväveförlusterna från reaktorn till 0-2 %. Detta åstadkoms genom kondensering av frånluften vilket reducerade luftens ammoniakinnehåll med 75-80 %. Resterande ammoniak kunde fångas upp i ett biofilter (Norin, 1996). En del ammoniak kan även byggas in i den ökade mikrobmassan.

4. VÄXTNÄRINGSFLÖDEN PÅ SÅNGA-SÄBY

I följande kapitel presenteras underlaget för den totala växtnäringsbalansen. Först kartläggs tillförseln och bortförseln av växtnäring till gården under dess nuvarande konventionella drift, följt av en beskrivning av växtnäringsflödena efter en omläggning. Därefter följer en kartläggning av växtnäringsflödena på kursgården, bland de boende samt genom reningsverket. I slutet av kapitlet presenteras ett flödesschema över hela området Sånga-Säby.

Siffrorna i växtnäringsbalanserna bygger på uppgifter från olika håll. Kursgårdens personal och lantbrukarna på Sånga-Säby gård har bidragit med den mesta informationen. Övriga uppgifter har hämtats från bland annat Ekerö kommun, forskare inom berörda områden, litteraturstudier samt beräkningar i dataprogrammet NPK-FLO. NPK-FLO är ett dataprogram för att beräkna växtnäringsflöden på gårds- och marknivå. Programmet har använts för att beräkna kvävefixeringen på vallarna, samt gödselns innehåll av växtnäring. Värdena på det utgående avloppsvattnets innehåll samt slaminnehållet baseras på kemiska analyser utförda av Vattenvårdslaboratoriet AB.

När man upprättar växtnäringsbalanser på gårdsnivå, brukar man vanligtvis bara inkludera de skiften som ingår i växtföljden och hantera betena i en separat växtnäringsbalans (E. Salomon, pers. medd., 1995). Jag har dock valt att inkludera även de intensivt brukade betesvallarna i gårdsbalansen eftersom studiens syfte är att studera *hela* gårdens beroende av tillförsel utifrån. Vaxtnäringsbalansen för växtföljdsåkrarna blir därmed något missvisande och kan inte utan viss justering användas för att beräkna dessa åkrars växtnäringsbehov. Betesvallarna tillförs idag handelsgödsel och kommer i framtiden att fixera sitt eget kväve. Tack vare möjligheten till bevattning avkastar betesvallarna lika mycket som slåttervallarna. De mer extensiva naturbetena ingår däremot inte i gårdsbalansen.

Gården före omläggning

Tillförsel av växtnäring

Handelsgödsel står för den största tillförseln av kväve till gården. Totalt har i genomsnitt ca 90 kg per hektar tillförts gården genom inköp av handelsgödsel. 70 kg kväve i form av N28 tillförs vallen till förstaskörden, 45 kg ges till vallåterväxten. 90 kg kväve ges till spannmålen på våren vid kombisådden och 60 kg kväve i form av kalksalpeter uppdelat i två givor ges till betesvallen. Någon PK-gödsel har inte använts.

Importen av fodermedel och utsäde är gårdens enda betydande källor till fosfor och kalium.

Kvävefixeringen står för knappt 20 % av den totala kvävetillförseln. Lantbrukaren uppskattar att vallens klöverandel i dagsläget uppgår till 50 % i förstaårsvallen, för att sjunka till 25 respektive 10 % för andra- och tredjeårsvallen. Under fjärde och femte året finns ingen klöver kvar. Kvävefixeringen avtar i takt med att klöverandelen i vallen sjunker. Kvävefixeringen för vall I, vall II och vall III vid dagens gödselgivor beräknas till 112, 80 resp. 40 kg per hektar vid de ovan uppskattade klöverhalterna (Fagerberg & Salomon, 1992).

Systemet tillförs även växtnäring genom deposition av kväve och fosfor. Den totala kvävedepositionen i Stockholms ytterområde har uppmätts till 11 kg per hektar. Närheten till storstaden innebär alltså en ökad tillförsel av kväve, eftersom den totala kvävedepositionen i Mellansverige är ca 5 kg per hektar och år (Miljöförvaltningen i Stockholm, 1995). Även en mindre del fosfor tillförs systemet genom deposition. Åkermarken i södra Sverige tillförs uppskattningsvis 0,3 kg fosfor per hektar årligen (Rodhe, 1982).

Bortförsel och förlust av växtnäring

Genom försäljning av jordbruksprodukter i form av mjölk, livdjur, spannmål och halm försvinner näringsämnen från gården. Mjölkförsäljningen står för den största enskilda bortförseln av fosfor, samt för 25 % av gårdens bortförsel av kväve.

Denitrifikationen varierar kraftigt från år till år beroende på bland annat nederbördsmängderna. I växtnäringsbalansen över Sånge-Säby uppskattas att 32 kg kväve per hektar och år försvinner från odlingsmarken genom denna process (Claesson & Steineck, 1991).

Liksom denitrifikationen är kväveutlakningen svår att bedöma. Tidigare studier visar att en liggande vall har lägst kväveläckage. Vid vallbrott av en klöverrik vall kan däremot utlakningen bli betydande. Utifrån jämförelser med utlagda försök har en skattning gjorts av kväveförlusterna för de olika grödorna i växtföljden på Sånge-Säby. Skattningarna för varje enskild gröda kan tyckas något godtycklig, men för växtnäringsbalansen i sin helhet är medelvärdet över hela växtföljden intressantast.

Gröda	Utlakning (kg N/ha)
Klöverrik vall	6
Klöverfattig vall	4
Betesvall	4
Havre	15
Ärt	20
Korn m. insådd	8

(Källa: M. Hoffman, pers. medd., 1996)

Den genomsnittliga kväveutlakningen per år blir omkring 8 kg per hektar med dagens växtodling. Uppskattningsvis 0,2 kg fosfor per hektar förloras från systemet (Claesson & Steineck, 1991). Kaliumförlusterna uppskattas till 8 kg per hektar (Gustafson & Torstensson, 1988).

Den årliga flytgödselproduktionen på Sånge-Säby är 2000 ton. Därtill kommer ströbädden från de 25 hästarna. Hästgödselns växtnäringsinnehåll framgår av bilaga 1 och baseras på hästarnas utfodring. Kväveförlusterna från hästgödseln antas vara 50 %, vilket innebär att ca 540 kg kväve går förlorat. Kväveförluster från flytgödseln i form av ammoniakavgång äger rum i samtliga hanteringssteg. Redan i stallet sker ventilationsförluster som i Sånge-Säbys fall kan uppskattas till 7 % eller ca 360 kg av det totala kväveinnehållet. Under lagring av flytgödsel kommer ytterligare 10 % att gå förlorat, vilket motsvarar 475 kg. Kväveinnehållet kommer före spridning att vara 2,1 kg kväve per ton gödsel. I dagsläget sprids 20 ton flytgödsel per hektar i växande gröda, 20 ton per hektar sprids på hösten, och resterande mängd körs ut under vårvintern. Spridning sker med en bredspridare och gödseln myllas sedan ned efter några timmar. De uppskattade kväveförlusterna vid spridningen framgår av tabell 8.

Tabell 8. Förluster vid spridning av flytgödsel på Sånge-Säby gård vid nuvarande drift med bredspridning

Spridningstid	mängd (ton)	förluster (%) ¹	förluster (kg)
på vårvintern	360	12	92
på hösten	860	9	165
i växande gröda	780	30	500
Summa	2000		757

¹(Claesson & Steineck, 1991)

Växtnäringsbalans på gården före omläggning

Tabell 9. Växtnäringsbalans på gården före omläggningen

Införsel	Totalmängd (Kg/år)	Kväve (kg/år)	Fosfor (kg/år)	Kalium (kg/år)	Källa
Elit 20-11	50000	2200	250	500	1)
Betfor	4000	56	3	96	2)
Mineralfoder	5500		447		2)
Utsäde	8600	151	30	43	2)
N28	9750	2730			2)
N34	11382	3870			2)
Kalksalpeter	16500	2475			2)
Kvävefixering		2707			2)
Deposition		1100	30		3)
Summa införsel		15289	760	639	
Utförsel	Totalmängd (Kg/år)	Kväve (kg/år)	Fosfor (kg/år)	Kalium (kg/år)	Källa
Mjök 4 %	461700	2447	462	739	2)
Tjurkalvar	1960	49	15	3	2)
Kor och kvigor	10640	266	79	18	2)
Spannmål	70000	1225	245	350	2)
Halm	3000	21	3	30	2)
Denitrifikation		3200			4)
Utlakning		800	20	800	6)
Ammoniak fr. växter		700			7)
Stallgödselhantering		2129			4)
Summa utförsel		10837	823	1940	
Total differens		4451	-63	-1301	
Differens per ha		45	-1	-13	

Källor:

- 1) Jordbruksverket, 1996
- 2) Fagerberg & Salomon, 1992
- 3) Miljöförvaltningen i Stockholm, 1995
- 4) Claesson och Steineck, 1991
- 5) Lantmännen, 1995
- 6) Hoffmann, pers. medd., 1996
- 7) Steineck. pers. medd., 1996

Sammanställningen i tabell 9 visar på ett anmärkningsvärt stort kväve-överskott på 45 kg per hektar. Tillförseln av fosfor genom i huvudsak fodermedel uppväger nästintill bortförseln genom djur- och växtprodukter. Bortförseln och förlusterna av kalium är större än tillförseln.

Gården efter omläggning

En omläggning från konventionell till ekologisk odling är en process som kan ta många år. År 1996 ligger Sånga-Säby gård i startgroparna för en omläggning. Den växtnäringsbalans som här redovisas utgår från en helt omlagd gård i en tänkt framtid. Växtnäringsbalansen utgår från att förlusterna vid flytgödselhanteringen minimeras genom användning av släpplangsspridare och täckning av gödselbehållaren. Utgångspunkten vid flytgödselspridningen är att lagringstiden är förlängd till 8 månader. I den foderstat som ligger till grund för den årliga foderåtgången på Sånga-Säby gård, produceras *alla* fodermedel på gården. Se bilaga 1. Mineralfoder köps dock in. Visserligen kan mjölkproduktionen optimeras genom att man köper in en så stor andel konventionellt koncentrat som är möjligt enligt KRAVs regler, eller att KRAV-godkända inköpta fodermedel används. Tillgången på KRAV-godkända fodermedel är dock osäker och jag har därför valt bort denna möjlighet. Ett av Sånga-Säbys mål, såsom det uttrycks i deras miljöprogram (sidan 8), är att utveckla området till ett ekologiskt slutet område i så hög utsträckning som möjligt. Det kan därför vara intressant att studera effekterna av att gården producerar allt foder på den egna arealen och därmed minimerar beroendet av foderleveranser utifrån.

Tillförsel av växtnäring

Växtnäring tillförs gården genom mineralfoder, utsäde, kvävefixering och deposition. Den i särklass viktigaste faktorn är **kvävefixeringen** som ska leverera kväve till hela växtföljden. Slåttervallens klöverandel kan variera mycket från år till år och därmed också ge stora utslag i kvävefixerande förmåga. Till grund för beräkningarna över kvävefixeringen ligger antaganden att vallskörden är 7000 ton ts per hektar och år, samt att klöverandelen i den treåriga vallen är 70, 50 respektive 20 %. Den genomsnittliga kvävefixeringen blir ca 120 kg per hektar slåttervall och år (Fagerberg & Salomon, 1992). Även ärt står för en kvävefixering på uppskattningsvis 125 kg per hektar (Bovin & Wolgast, 1994). Kvävefixeringen i betesvallen uppskattas till 100 kg per hektar. Dessa antaganden och beräkningar ger en total tillförsel av kväve till gården på drygt 8000 kg per år.

Tillförseln genom luftdeposition antas vara densamma som i dagsläget. Genom att inget kraftfoder kommer att köpas in, utgör mineralfodret den största posten för tillförsel av fosfor.

Bortförsel och förlust av växtnäring

På grund av omläggningen och en därmed förändrad foderstat minskar mjölkproduktionen. Enligt Sten Sundås (1996) uppgår den årliga mjölkproduktionen till 7000 kg med den valda foderstaten. Om 500 kg mjölk ges till kalven, återstår 6500 kg för försäljning. Även försäljningen av spannmål kommer att minska efter omläggningen. Försäljningen av livdjur ligger kvar på samma nivå.

Denitrifikationen och ammoniakförlusterna från växtmaterial antas vara lika stora efter omläggningen. Nitratutlakningen torde vara något högre efter omläggningen på grund av de klöverrika vallarna, i genomsnitt 11 kg/ha antas försvinna ur systemet.

Stallgödselhanteringen på den omlagda gården och de förluster som är förknippade med den, utgår från att spridning sker med släpslangsspridare. Härigenom blir förlusterna mindre än vid motsvarande spridning med vanlig bredspridning. Släpslangsspridning underlättar även spridning i växande gröda, vilket ökar på tidsspannet då spridning kan ske. Spridningen antas ske under våren och sommaren, vilket i dagsläget skulle kräva en ökad lagringskapacitet. Spridningstidpunkterna utgår från en antagen lagringskapacitet på minst åtta månader. För att minska lagringsförlusterna kan man förse brunnen med någon form av täckning, exempelvis ett tak av trä. För svämtäcksbenägen gödsel kan man även sätta till korthackad halm när påfyllningen av brunnen påbörjas (Claesson & Steineck, 1991). Lagringsförlusterna torde härigenom kunna halveras och uppskattas till 5 %.

Tabell 10. Spridningsförluster av kväve på den omlagda gården

Spridningstid	mängd (ton)	förluster (%) ¹	förluster (kg)
på våren	440	6	55
på hösten	670	6	84
i växande vall	350	21	154
i växande stråsäd	440	9	83
Summa	1900		293

¹(Claesson & Steineck, 1991)

Växtnäringsbalans på den omlagda gården

Växtnäringsbalansen på den omlagda gården framgår av tabell 11. Tillförseln av kväve är något större än bortförseln. Överskottet är dock inte större än att det kan byggas in i markens humusförråd. Vad gäller fosfor och kalium, sker en långsam utarmning av förråden av dessa. Nettobortförseln av fosfor och kalium är 3 respektive 15 kg per hektar och år.

Tabell 11. Växtnäringsflöden på den omlagda gården

Införsel	Totalmängd (Kg/år)	Kväve (Kg/år)	Fosfor (Kg/år)	Kalium (Kg/år)	Källor
Mineralfoder	2850		191		1)
Utsäde	11319	264	41	75	2)
Kvävefixering		8033			2)
Deposition		1100	30		3)
Summa införsel		9398	262	75	
Utförsel	Totalmängd (Kg/år)	Kväve (Kg/år)	Fosfor (Kg/år)	Kalium (Kg/år)	Källor
Mjök 4%	370500	1964	371	593	2)
Tjurkalvar	1960	49	15	3	2)
Kor och kvigor	13000	325	96	22	2)
Spannmål, ärt	26400	501	93	143	2)
Denitrifikation		3200			4)
Utlakning		1100	20	800	6)
Ammoniak fr. växter		700			7)
Stallgödselhantering		1383			4)
Summa utförsel		9222	594	1561	
Total differens		176	-332	-1486	
Differens per hektar		2	-3	-15	

Källor

- 1) Jordbruksverket, 1996
- 2) Fagerberg & Salomon, 1992
- 3) Miljöförvaltningen i Stockholm, 1995
- 4) Claesson & Steineck, 1991
- 6) Hoffman, pers. medd., 1996
- 7) Steineck, pers. medd., 1996

Diskussion - skillnader mellan driftsformerna

Jämförelsen mellan växtnäringsbalanserna under de båda driftsformerna belyser generella skillnader mellan konventionell och ekologisk produktion. På den konventionella gården är behovet stort av utifrån tillförda insatsvaror, såsom handelsgödsel och fodermedel. Trots att ingen fosforgödsel köps in, tillförs gården drygt 700 kg genom koncentrat och mineralfoder. Kvävefixeringen ger ett visst bidrag till gårdens kvävetillskott, men står totalt sett för mindre än 20 % av den totala införseln. Särskilt anmärkningsvärt är det stora kväveöverskottet på ca 4500 kg totalt eller 45 kg per hektar. Några kilo per hektar kan säkerligen lagras in i humus-förrådet. Det mesta av kväveöverskottet har dock troligtvis gått förlorat till luften genom denitrifikation.

Den uppskattade kväveutlakningen har bedömts vara något större vid den ekologiska driften än vid den konventionella. Uppskattningen baseras helt på att kväveutlakningen vid vallbrott av en klöverrik vall är större än efter en gräsrik vall. Men eftersom överskottet av kväve totalt sett är mycket större vid den konventionella driften, indikerar detta att utlakningen snarare är mindre vid den ekologiska driften.

Kvävetillförseln under den ekologiska driften motsvarar i stort bortförseln. Den ekologiska gården kommer däremot att vara helt beroende av en tillräcklig kvävefixering genom baljväxter. Eftersom gårdens kvävetillförsel till 85 % beror på vallens kvävefixerande förmåga, kan överskottet snabbt ersättas av ett underskott exempelvis om klöver etableras dåligt eller utvintrar. Nettobortförseln av fosfor och kalium kommer att bli större under den ekologiska driften. För att inte på sikt utarma jorden krävs därför en återförsel främst av fosfor. Den årliga bortförseln av fosfor och kalium från åkermarken bör dock sättas i relation till markens förråd av dessa växtnäringsämnen. Eftersom den mesta fosfor är organiskt bunden, är markens organiska halt bestämmande för dess fosforinnehåll. En mullrik lerjord kan innehålla omkring 1000 kg fosfor per hektar (G. Simán, pers. medd., 1996). Det är dock inte bara markens förråd av växtnäringsämnen som man bör beakta, utan även deras tillgänglighet. Vid ekologisk odling utan användning av löslig fosfor ökar förekomsten av mykorrhiza, d.v.s symbiosen mellan svampar och växtrötter. Genom detta samspel ökar växtnäringsupptaget av svårtillgängliga ämnen såsom fosfor (Mårtensson & Carlgren, 1993).

Lerjordarnas kaliumförråd är betydande och kan uppgå till 100 000 kg per hektar. Trots dessa ansevära mängder kan temporär kaliumbrist uppstå under en kortare period på våren innan rötterna är tillräckligt utvecklade. Kaliumbrist kan även uppstå hos vallens andra- eller tredjeskörd (G. Simán, pers. medd., 1996).

Stallgödselhanteringen ger upphov till stora förluster av kväve vid dagens drift. Genom att vidta de tidigare beskrivna åtgärderna med förstärkt

svämtäcke eller tak på gödselbrunnen, samt spridning med släpslangar kan mer än 400 kg kväve sparas in, vilket innebär mer än en halvering av förlusterna. Detta är åtgärder som ur växtnärings synpunkt i synnerhet kan motiveras vid ekologisk produktion. Ytterligare en positiv effekt är naturligtvis en minskad miljöbelastning. För att kunna sprida flytgödseln vid optimal tidpunkt krävs dock en större lagringskapacitet.

Kursgården och boende

Kursgården

På kursgården är många människor i omlopp. Den stora rörligheten och säsongsfuktuationerna gör det därför svårare att kvantifiera flöden på kursgården än för motsvarande antal permanentboende.

Livsmedel till kursgården

På en kursgård hanteras stora kvantiteter livsmedel. För att kunna uppskatta mängden kväve, fosfor och kalium som förs in till kursgården, kvantifierades inköpen under en månad. Under den valda månaden gästades kursgården av 1/10 av 1995 års besökare. Av fakturorna framgick dock inte potatis-, grönsaks- och rotfruktsmängderna. Konsumtionen av dessa livsmedel utgick därför från den genomsnittliga årskonsumtionen per capita. De årliga inköpen av livsmedel uppskattades på detta sätt till 397 kg kväve, 46 kg fosfor och 128 kg kalium.

Användning av tvätt- och rengöringsmedel

På kursgården åtgår stora mängder tvättmedel. Tillförseln av fosfor i tvättmedlen är 42 kg årligen enligt leverantörernas innehållsdeklarationer.

Organiskt hushållsavfall

Med ledning av de vägningar som gjordes under en månad, uppskattas den årliga komposterbara fraktionen till ca 9500 kg våtvikt. Ca 5500 kg våtvikt komposteras i Aletrumman och 4000 kg tillsammans med parkavfall i lövkomposten. Ytterligare omkring 1800 kg organiskt material bestående av benrester och såser går direkt ut i soprummet varje vecka. Torrsubstansinnehållet i den komposterbara delen kan variera stort och växtnäringsinnehållet blir därför en grov uppskattning. I storköket avskiljs dessutom årligen 10 m³ fettslam som hämtas av slamsugningsbilen för slutlig deponering på soptippen.

Tabell 12. Uppskattade värden över innehållet i komposterbart köksavfall samt fettslam på Sånge-Säby

Parametrar	Komposterbart ¹	Fettslam ²
Ts-halt (%)	40	2
% N av ts	2,1	1,3
% P av ts	0,46	0,13
% K av ts	1,1	
Totalmängd på Sånge (kg)	9500	10000
Mängd N (kg)	80	3
Mängd P (kg)	17	
Mängd K (kg)	42	

¹ Widén (1994)

² Lindberg & Norin (1996).

Den komposterbara fraktionen innehåller 80 kg kväve, 17 kg fosfor och 42 kg kalium. Växtnäringsinnehållet i fettslammet är försumbart. Fettslammet kan likväl ses som en resurs, i synnerhet vid en våtkomposteringsprocess på grund av dess höga energiinnehåll.

Hushållen

Hushållen består, som tidigare nämnts, av både permanentbostäder och fritidshus, liksom av hushåll med enskilda avloppslösningar och hushåll kopplade till reningsverket.

Antalet människor som bor i fritidshus med enskilda avlopp, liksom hur många månader de vistas i husen, har inte varit möjligt att få uppgifter om. Dessa värden vilar därför på rena uppskattningar, med en stor osäkerhet som följd. Växtnäringsflödena hos dessa hushåll rör sig dock om betydligt mindre kvantiteter än för övriga hushåll. Om man antar att fritidshusen är bebodda under 1,5 månader varje år och att varje hushåll består av 2,3 personer, motsvarar detta 13 boende på årsbasis. Om man även inkluderar de 65 boende vars avloppssystem är kopplade till reningsverket, kommer man upp i 78 personer som bor inom området på årsbasis.

Dessa personer för in livsmedel till området motsvarande 398 kg kväve, 47 kg fosfor och 109 kg kalium. Beräkningen grundar sig på schablonvärden över livsmedelkonsumtionen i Sverige (Vår Föda, 1994). En viss andel av

denna införsel kommer att ingå i hushållens avfallsfraktion och kan därmed komposteras. En person genererar i genomsnitt 0,45 kg kväve, 0,18 kg fosfor och 0,14 kg kalium komposterbart material per person och år (Kirchmann & Witter, 1991). Totalt innebär detta att 35 kg kväve, 14 kg fosfor och 11 kg kalium genereras på området.

Till hushållen tillkommer även fosfor genom inköp av fosforrika tvätt-, disk- och rengöringsmedel. 1992 års medelanvändning av dessa medel motsvarar 0,44 g fosfor per person och dag (Naturvårdsverket, 1995), vilket ger ett inflöde av 13 kg fosfor till samtliga boende på området.

Hushåll med enskilda avlopp

Inom området finns en mångfald av enskilda avloppslösningar representerade. Uppgifter om de olika avloppstyperna som finns inom området kommer från Cecilia Håkansson, Ekerö kommun. En utskickad enkät har i vissa fall kompletterat kommunens uppgifter.

Tabell 13. Olika enskilda reningsanläggningar på Sånga-Säby

Reningsanläggning	Antal hushåll	
	Permanent	Fritid
Slamavskiljning + infiltration	2	2
WC-tank + resorption av BDT		5
Förmultningstolett + ev. stenkista		5
Torrklosett + ev. stenkista		8
Biologiskt reningsverk	1	

Reningseffekten hos dessa anläggningar varierar betydligt, inte bara på grund av vilken anläggningstyp som används, utan även beroende på åldern på anläggningen. Huvuddelen av fritidshusen i området har torrklosett eller förmultningstolett. Kväveförlusterna vid lagring uppskattas till 20 %, vilket motsvarar lagringsförlusterna av kletgödsel (Claesson & Steineck). Förluster av fosfor och kalium antas vara försumbara. För de fritidshus som har WC-tank, torde förlusterna av kväve, fosfor och kalium vara närmast obefintliga. Växtnäringen förekommer dock i mycket utspädd form på grund av allt spolvatten som används. Vad gäller reningsgraden antas vidare att effekten är densamma för resorptionsanläggningar, stenkistor som för infiltrationsanläggningar. Detta är troligtvis en grov generalisering, men får motiveras av bristen på mätdata från de förstnämnda anläggningarna. Reduktionen torde vara betydligt bättre för

infiltrationsanläggningen än för de övriga. BDT-vattnets innehåll av fosfor grundar sig på 1992 års medelanvändningen av tvätt- och rengöringsmedel (Naturvårdsverket, 1995).

Tabell 14. *Fördelningen av kväve, fosfor och kalium i spillvattnet från hushållen med enskilda avlopp*

Fördelning av spillvattnet	Kväve (kg/år)	Fosfor (kg/år)	Kalium (kg/år)
Slam, latrin m.m	23	3	7
Fastläggning och ej återfunnen växtnäring	10	5	3
Förluster till luft och vatten	30	2	8
Summa	63	10	18

Förlusterna består i huvudsak av förluster till vattnet. Ca 4 kg kväve kommer dock att avgå som ammoniak.

Av de 10 kg fosfor som härrör från de enskilda avloppen kommer ca 20 % från tvättmedel och resterande mängd från urin och fekalier. Fördelningen av näringen i de olika avloppssystemen framgår av bilaga 2. I dagsläget har 5 hushåll tillstånd att själva kompostera sin latrin. Denna mängd motsvarar 4 kg kväve, 1 kg fosfor och 2 kg kalium.

Reningsverket

Till reningsverket förs klosettvattnet och BDT-vatten från både kursgårdens gäster och de 65 boende på området. Som tidigare nämnts utsöndras den mesta näringen på morgonen och kvällen. Genom att vikta kursgårdens gäster mot den tid som de befinner sig på Sånge-Säby fås att sammanlagt ca 610 kg kväve, 130 kg fosfor och 180 kg kalium förs till reningsverket. I dessa siffror inkluderas även den beräknade och uppskattade tillförseln av fosfor i tvättmedel. De olika källornas andel av belastningen på reningsverket framgår av tabell 15.

Tabell 15. Olika källors bidrag till kväve-, fosfor- och kaliumtillförseln till reningsverket

	Antal dagar	Belastning (%)	N (kg/år)	P (kg/år)	K (kg/år)
Kursgården					
övernattningar	10093	100	136	17	40
dagsgäster	6359	30	26	3	8
anställda (34)	7820	30	29	4	8
tvättmedel				42	
Folkhögskolan					
övernattningar	5773	100	78	12	23
dagsgäster	3637	30	15	2	4
anställda (14)	3220	30	12	1	3
Sommargäster	2279	70	22	3	6
Övriga boende (65) ¹	23725	80-100	290	47	86
Summa		51866	608	130	179

¹ Antalet boende i området har viktats mot den tid som de arbetar utanför hemmet.

1995 gjordes en analys av slammets innehåll av kväve och fosfor. Under året tas även prover på inkommande och utgående avloppsvatten för Ekerö kommuns räkning. Resultatet av provtagningarna av utgående avloppsvatten samt slamfraktionen framgår av tabell 16.

Tabell 16. Flöden av kväve och fosfor genom reningsverket på Sånge-Säby

	Inkommande ¹ (kg/år)	utgående avloppsvatten ² (mg/l)	(kg/år)	slamfraktionen (g/kg ts)	(kg/år)
Totalfosfor	130	0,36	5	23	146
Totalkväve	608	20	290	36	229
NH ₄ -kväve				6,4	41

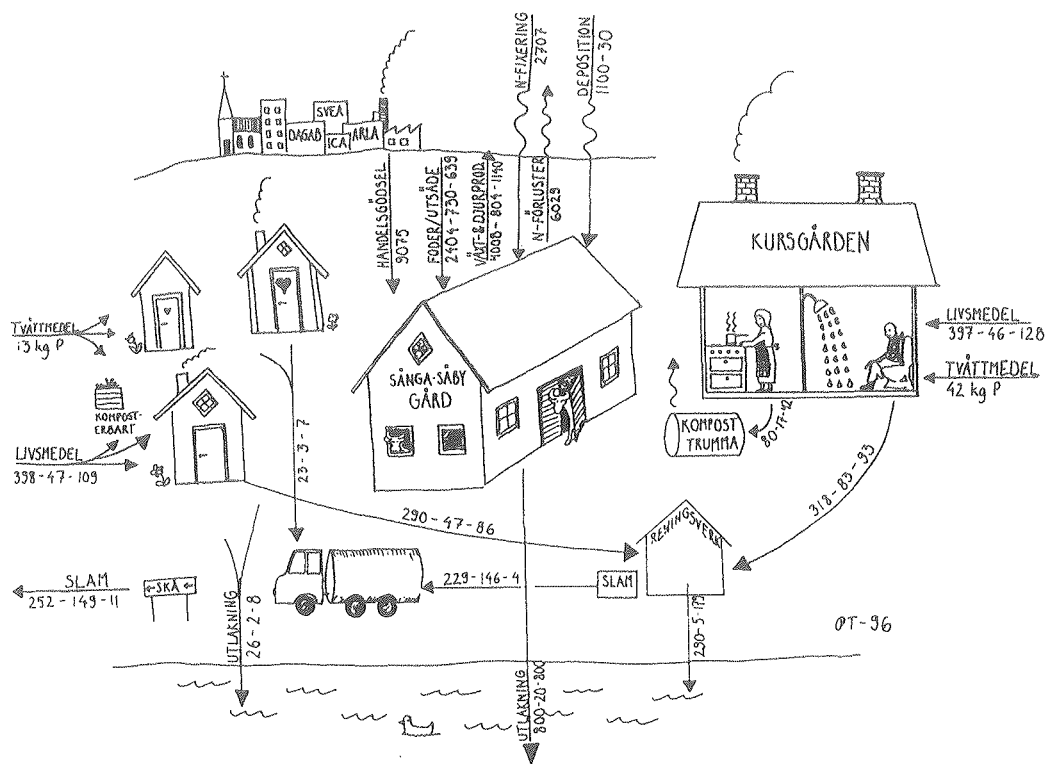
¹ Värdena på inkommande avloppsvatten utgår från tabell 15, eftersom endast två mätningar görs på inkommande vatten årligen. Fosforhalten har vid dessa båda tillfällen varit 4,8 resp. 7,7 mg/l.

² Värdena för utgående avloppsvatten baseras på provtagningar fr.o.m. augusti, eftersom Sånge-Säby tidigare på året hade problem med inläckage.

Utgående avloppsvatten innehåller i genomsnitt 0,36 mg fosfor per liter, vilket understiger Miljö- och Hälsoskyddskontorets krav på att avloppsvattnet inte bör innehålla mer än 0,5 mg P per liter.

Vid reningsprocessen avskiljs fosfor effektivt. Fosforreduktionen överstiger i genomsnitt 95 %. Kalium går i princip rakt igenom reningsverket, och endast en mindre del återfinns därför i slamfraktionen. Med mitt antagande att 2 % av avloppsvattnets kaliuminnehåll återfinns i slammet, innehåller den årliga slamproduktionen bara 4 kg kalium. Kvävet går förlorat både till luften genom denitrifikation och till vattnet.

Växtnäringsflöden inom området



Figur 4. Flöden av växtnäring inom området Sånge-Såby vid nuvarande konventionell drift. Siffrorna anger flödena av kväve, fosfor och kalium i kg per år.

Diskussion

I den växtnäringsbalans som jag har upprättat över Sånge-Säby finns en viss skevhet i systemet, som visar sig i att flödena inom systemet inte är balanserade. Skevheten beror på att växtnäringsbalansen i stor utsträckning baseras på schablonvärden från olika källor, kompletterade med vissa uppmätta data. Trots att en växtnäringsbalans aldrig kan ge en fullständig eller sann bild av verkligheten, kan den ändå ge en klar fingervisning om storleksordningen på flödena. På Sånge-Säby visar växtnäringsbalansen att de ojämförligt största mängderna flödar genom gårdens verksamhetsområde. Växtnäringsbalansen tar bara hänsyn till flöden in och ut ur systemet. De stora växtnäringsströmmarna äger rum inom gården i form av egenproducerade fodermedel samt återförsel av växtnäring i form av gödsel. Dessa flöden syns i växtnäringsbalansen endast som förluster ut ur systemet.

Denitrifikationen är som jag tidigare betonat svårbestämd. Eftersom förlustens storlek beror på bland annat halten nitratkväve i marken, skulle man även kunna behandla denitrifikationen som en slags restpost i växtnäringsbalansen. Storleken på denitrifikationen skulle då överstiga 75 kg kväve per hektar på den konventionellt brukade gården! Denitrifikationen på den omlagda gården motsvarar i stort det antagna schablonvärdet på 32 kg kväve per hektar.

Underskottet av fosfor och kalium blir större efter omläggningen. Likaså blir överskottet av kväve betydligt mindre än vid den konventionella driften. *Intressant är alltså att notera att omläggningen av gården ger ett ökat incitament till att återföra växtnäring från kursgården och boende.* I dagsläget är dock den möjligheten utesluten enligt EU:s regelverk.

Vid en jämförelse med SNV:s schablonvärden över fosfortillförseln via tvätt- och rengöringsmedel, fås att kursgården köper in 3,5 gånger så mycket fosfor som motsvarande privatpersoner. Sommargästerna är då inte medräknade. Inköpen av livsmedel är dock inte större för kursgården än för motsvarande antal hushåll.

Den stora merparten av växtnäringen återfinns föga överraskande i toalettavloppet. Vid den fortsatta komposteringen av hushållsavfallet kan en stor del av kvävet gå förlorat och ytterligare minska mängden kväve som kan återföras. Växtnäringen i avloppsvattnet är därför en viktig resurs att utnyttja i det lokala kretsloppet.

Vid en jämförelse mellan gårdens växtnäringsbehov efter en omläggning och tillgången på växtnäring från spillvatten och köksavfall, visar det sig att endast en mindre del av gårdens kaliumunderskott kan täckas av växtnäringsåterförsel från hushåll och kursgård. Lerjordar är dock så kaliumrika att underskottet inte torde inverka på produktionen inom en överskådlig framtid. Underskottet av fosfor på den omlagda gården, motsvarande 330 kg per år, kan täckas upp till nära 50 % om all fosfor som förs in i området

återanvänds i odlingen. Om den omlagda gården ska stå i balans med samhället med avseende på fosfor, krävs däremot en utökning av området med motsvarande ca 240 personer.

5. HINDER OCH MÖJLIGHETER FÖR ÖKAD RECIRKULATION PÅ SÅNGA-SÄBY

Spannmålgårdar anses vanligtvis vara mest lämpade som mottagare av organiska restmaterial från samhället, eftersom långvarig spannmålsodling tar på markens mullhalt. Tillförsel av organiskt material kan därför innebära ett viktigt strukturbildande tillskott för marken. Djurgårdar har genom sin stallgödsel redan tillgång till organiskt material. Vid spridning på djurgårdar finns även en risk för överföring av patogener till husdjuren. I realiteten kan det dock vara svårt att finna avsättning för slam och andra organiska restmaterial på renodlade spannmålgårdar. Detta gäller inte minst i djurtäta områden. Men som jag tidigare har berört finns det även fördelar med att låta djurgårdar omhänderta och sambehandla till exempel slam med stallgödsel. Genom att tillsätta stallgödsel kan man enkelt justera kol/kvävekvoten vid strängkompostering. Även vid våtkompostering kan tillgång på stallgödsel vara en fördel i processen, i synnerhet om övriga ingående material är energifattiga. På djurgårdar finns dessutom redan maskiner för spridning av gödsel.

I dagsläget utgör EU:s förbud mot recirkulation av slam, latrin och kompost inom ekologiskt lantbruk en bromskloss för byggandet av ett kretslopps-samhälle. Eventuellt kommer EU att godkänna källsorterad humanurin inom ekologiskt lantbruk inom en snar framtid (R. Hansson, pers. medd., 1996). Framtiden för övriga organiska avfallsslag är tyvärr mer osäker.

Slammets kvalitet

I växtnäringsbalansen över flödena på kursgården och bland de boende framgick att den största recirkulationspotentialen för kväve och fosfor i dagsläget ligger i att återföra slammets till åkermarken. Det är därför av stort intresse att diskutera slamkvaliten, främst med avseende på tungmetaller. Vid återförsel av slam måste en avvägning ske mellan risk och nytta, där riskerna främst är kopplade till slammets innehåll av tungmetaller, miljöfarliga organiska föreningar samt patogener. Nyttospekten är kopplad till slammets innehåll av växtnäring, mullbildande ämnen samt möjligheten att spara in på energikrävande transporter. Resultatet av de två senaste årens slamanalyser i jämförelse med de gränsvärden för metallinnehåll i slam som gäller i dagsläget, visas i tabell 17.

Tabell 17. Innehåll av tungmetaller jämfört med nu gällande gränsvärden samt innehåll av kväve och fosfor i slam från Sånge-Säby

Ämne	Analysprov 1995	Analysprov 1994	Gränsvärden ¹
Pb (mg/kg ts)	70	49	100
Cd (mg/kg ts)	0,88	0,5	2
Hg (mg/kg ts)	0,63	0,31	2,5
Zn (mg/kg ts)	470	310	800
Cu (mg/kg ts)	690	670	600
Ni (mg/kg ts)	12	12	
Cr (mg/kg ts)	21	12	100
ts (%)	4,1	5,5	
NH ₄ -N (mg/kg ts)	6400		
N-tot (mg/kg ts)	36000		
P-tot (mg/kg ts)	23000		

¹Ur Förordningen (1984:840) om vissa hälso- och miljöfarliga produkter m.m. T.o.m. 1997 får värdena för bly, koppar, kadmium och kvicksilver överskridas med det dubbla.

Halterna av koppar i slammet överstiger som synes gränsvärdena. Höga halter av koppar i avloppsslammet är ett problem som bland annat Uppsala kommun har. I Uppsalas fall har länsstyrelsen gett kommunen dispens att sprida slammet, trots kopparhalter på över 1200 mg/kg ts slam (G. Albjer, pers. medd., 1996).

Koppar är ett vanligt ledningsmaterial i tappvattensystem på grund av dess höga korrosionsbeständighet. Trots denna egenskap är förhöjda kopparhalter i avloppsslammet en realitet för åtskilliga reningsverk. Anledningen till förhöjd kopparhalt i vattnet står att finna i den jämna korrosionen som ofta är resultatet av lågt pH eller hårt vatten. Genom att höja vattnets pH kan korrosionen därför minska i omfattning. Men pH och hårt vatten är inte de enda faktorerna som påverkar korrosionen. En annan viktig faktor är halten fri kolsyra i ledningssystemet (Lind Johansson, 1994).

På Sånge-Säby tillsätts soda, d.v.s. natriumkarbonat, i vattenverket. I allmänhet tillsätts soda främst för att hindra järnkorrosion, och för att få ett buffrat vatten (E. Lind Johansson, pers. medd., 1996). Ju större tillsats av karbonater, desto större är dock risken för att halten fri kolsyra ökar. För att inte få förhöjda kopparhalter i vattnet måste pH-värdet höjas ju högre vätekarbonathalten är (Lind Johansson, 1994). I Sånge-Säbys fall skulle kopparhalterna i slammet troligtvis kunna minskas med ett högre pH genom tillsättning av exempelvis lut. samt en mindre användning av soda.

På anläggningar med ojämn beläggning under veckorna, kan koppar-korrosionen bli högre än i vanliga bostadsområden. Vattnet står då still i tappvattensystemet under längre perioder, vilket ökar korrosionen. På andra håll har även vattenavrinningen från tak och fönsterbläck av koppar gett förhöjda kopparvärden i slammet (E. Lind Johansson, pers. medd., 1996).

Val av kretsloppsstrategi

På Sångasäby, liksom i samhället i stort, flödar organiskt material av olika karaktär. Stallgödsel, latrin, slam från reningsverk och enskilda avlopp, köksavfall m.m. är exempel på organiskt material som alstras i lantbruk och samhälle. För att omhänderta, och om möjligt återföra, näringen i alla dessa fraktioner har därför olika tekniker utvecklats. I tabell 18 visas en sammanställning över de organiska material som finns att tillgå inom området Sångasäby.

Tabell 18. *Organiskt material tillgängligt inom området Sångasäby*

Org. material	Våtmängd (ton)	TS-halt (%)	TS-mängd (ton)
Flytgödsel ¹	2000	6	120
Köksavfall ²			
Kursgården	9,5	40	3,8
Boende	7,3	40	2,9
Slam			
fettavskiljning ³	10	2	0,2
reningsverk	155	4,1	6,4
enskilda avlopp ⁴	4	0,8	0,034
Slutna tankar ⁵	8,6	0,6	0,05
Latrin ⁶	2	7	0,11

¹ ts-halt: Steineck et al, 1991

² ts-halt: Widén, 1994

³ ts-halt: Lindberg & Norin, 1996

⁴ ts-halt: Lindberg & Norin, 1996; beräknad våtmängd: efter Steineck & Salomon, 1992

⁵ ts-halt och beräknad våtmängd: Norin, pers. medd., 1996

⁶ ts-halt: Lindberg & Norin, 1996; beräknad våtmängd: Norin, 1996

Att hantera fraktionerna var och en för sig innebär både fördelar och nackdelar. Genom att sortera upp flödena i delflöden kan slutprodukten i vissa fall hållas renare. Detta gäller främst i städer eller större samhällen där det är svårt att hindra inblandning av oönskade ämnen. Till exempel har lokal kompostering visat sig innehålla ett lägre innehåll av oönskade ämnen, såsom tungmetaller, än central kompostering (Widén, 1993). Genom att sortera bort exempelvis urin från avloppsnätet, kan man få en produkt som är garanterat fri från höga halter av tungmetaller. Även separering av svartvatten från hushållens övriga spillvatten innebär mindre risk för inblandning av miljöfarliga organiska föreningar.

På mindre orter kan behandling av många olika delflöden innebära ett betydande merarbete. Detta gäller inte minst för de lantbrukare som ska återföra växtnäringen i avfallets olika fraktioner till åkermarken. Möjligheten att sambehandla olika typer av organiskt material kan därför ha uppenbara fördelar.

En viktig aspekt att ta hänsyn till vid val av hanteringsstrategi, är lantbrukets behov av växtnäring. På Sånge-Säbys lerjordar är markförrådet av kalium stort, och behovet av att återföra kalium är därför inte det mest prioriterade. Kalium har inte heller någon skadlig inverkan på vattenrecipienten. Vad gäller kvävetillförseln till ett ekologiskt jordbruk, står kvävefixeringen för den i särklass största andelen. Den bästa kvävehushållningen uppnås genom åtgärder vidtagna inom jordbruket, till exempel genom bättre lagringsmöjligheter och spridningsteknik. Tillförsel av kväve från spillvatten och köksavfall kan likväl vara en viktig resurs vid sidan av kvävefixeringen, eftersom det ger större möjligheter för en mer preciserad gödning när grödan behöver kvävet som mest. Fosfor är både en begränsad råvaruresurs och ett växtnäringsämne som det kommer att råda underskott på i gårdens balans. Jag bedömer det därför som mest intressant ur jordbrukets perspektiv att få en hög recirkulationsgrad för fosfor inom området. I sammanhanget ska man inte heller glömma att även övriga växtnäringsämnen, till exempel mikronäringsämnen, är viktiga att återföra till jordbruket.

Recipientskyddet är ytterligare en viktig faktor att lägga till de övriga vid val av strategi. Här är det både utsläppen av fosfor och kväve som bör minska för att skydda recipienten Mälaren och i förlängningen även Östersjön.

En annan aspekt att ta hänsyn till vid val av hanteringssystem är de ekonomiska förutsättningarna. Vid ett lokalt omhändertagande är ett lågt investeringsbehov viktigt.

Förslag till ökad recirkulation på Sånga-Säby

För att visa på de olika möjligheter som står till buds på Sånga-Säby kommer jag att skissa på olika förslag hur växtnäringen i avfallets olika fraktioner kan återföras till jordbruket. I fyra olika scenarier presenteras möjligheter och hinder för en kretsloppsanpassning av området. För att kunna ange recirkulationsgraden och mäta de olika förslagen mot varandra, används kvoten mellan den mängd växtnäring som återstår efter förluster vid behandling, lagring och spridning dividerat med den mängd växtnäring som finns tillgänglig i spillvatten och komposterbart köksavfall. Värdet på kvoten - här uttryckt i procent - kan användas som ett nyckeltal i den övriga miljöutvärderingen av kursgårdens verksamhet.

$$\text{Recirkulationsgraden (\%)} = \frac{\text{växtnäring efter förluster}}{\text{växtnäring i restprodukterna}} \times 100$$

Scenarierna är naturligtvis ingen fullständig inventering över de lösningar som står till buds för området Sånga- Säby. De ska snarast ses som idéer och utgångspunkter för en diskussion över olika lösningars lämplighet.

Scenario 1: Slam och kompost återförs till jordbruket

Scenario 2: Urinsortering införs, slam och kompost till jordbruket

Scenario 3: Våtkompostering av köksavfall, svartvatten, slam och gödsel

Scenario 4: Våtkompostering av köksavfall, svartvatten och gödsel

I scenario 1-3 är tonvikten lagd på det mer praktiska utförandet, samt i vilken grad recirkulationen kan förbättras inom området. Scenario 4 är däremot av mer visionär karaktär. Några detaljerade lösningar föreslås inte, och inte heller presenteras någon växtnäringsbalans över området. Istället förs en diskussion om hur kretsloppet av växtnäring skulle kunna optimeras inom området, bland annat genom att kursgården köper livsmedel direkt från gården. Efter genomgången av de olika scenarierna följer en mer detaljerad fördjupning över hur en våtkomposteringsanläggning enligt scenario 3 skulle kunna utformas på Sånga-Säby.

Scenario 1.

Det enklaste sättet att i dagsläget sluta en mindre del av flödena på Sångasäby, är att återföra växtnäringen i kompost samt latrin och slam från reningsverket och de enskilda avloppen. För att kunna använda slammet i jordbruket utan risk för spridning av patogener krävs någon form av hygienisering. Kalktillsättning ger en effektiv avdödning såvida kalken blir väl omblandad i slammet. Risken för ammoniakavgång är dock stor vid det höga pH som är aktuellt. Ett annat alternativ är därför att långtidslagra slammet och därigenom uppnå en acceptabel hygienisering. Enligt Naturvårdsverket anses lagring under minst sex månader ge en tillfredsställande hygienisering. Andra länder är dock betydligt strängare i sin bedömning, i synnerhet vid lagring under kallare årstider. Det är därför rimligt att förespråka att två av lagringsmånaderna bör vara under en varmare period. För att undvika kväveförluster och lukt, bör lagringen ske i slutna behållare. Slammet från reningsverkets slamsilo töms i dagsläget vid fyra till fem tillfällen per år. För att slammet ska kunna lagras orört under en längre tid, krävs två lagringsbehållare som fylls upp en i taget. Ett lokalt omhändertagande av slam från reningsverket och enskilda avlopp samt latrin och svartvatten från sommarstugornas slutna tankar innebär en total årlig tillförsel av 170 m³ till lagringstankarna. För att klara åtminstone åtta månaders lagringstid, bör varje behållare vara minst 110 m³.

Konventionell reningsteknik innebär att större delen av avloppsvattnets kväve- och kaliuminnehåll går förlorat. I tabell 19 framgår de antagna förlusterna vid behandling av spillvattnet, samt lagring och spridning av slammet.

Tabell 19. Procentuella förluster vid behandling, lagring och spridning av spillvatten och slam

	Kväve (%)	Fosfor (%)	Kalium (%)
Reningsverket	70	3	98
Lagring av slam ¹	5	0	0
Spridning av slam ²	15	0	0

¹ Lagringsförlusterna antas vara desamma som för flytgödsel (Claesson & Steineck, 1991).

² Förlusterna utgår från spridning under hösten.

I dagsläget skulle förslaget innebära att ca 210 kg kväve, 150 kg fosfor och 50 kg kalium återförs till jordbruket.

Scenario 1 innebär sammanfattningsvis att följande produkter återförs till jordbruksmarken:

- * komposterat köksavfall från kursgården
- * långtidslagrat slam från reningsverket
- * långtidslagrad latrin, samt slam och svartvatten från enskilda avlopp

Tabell 20. Recirkulationen vid trumkompostering av kursgårdens köksavfall, samt långtidslagring av slam och latrin från kursgården och enskilda avlopp enligt scenario 1

	Kväve	Fosfor	Kalium
Recirkulationsgrad (%)	27	85	21
Recirkulation (kg)	212	146	53

Scenario 2.

Urinsortering är idag en ofta diskuterad lösning för att sluta kretsloppen av växtnäring. Urinsortering är även en lösning som kursgårdens ledning själv har varit intresserad av. I scenario 2 införs urinsortering i kursgårdens huvudbyggnad. Detta kan göras relativt enkelt eftersom samtliga toaletter i huvudbyggnaden redan är förberedda för detta ändamål. Allteftersom kan urinsorteringen byggas ut till att omfatta även kursgårdens annex och omkringliggande hushåll. Urinen lagras i slutna tankar i anslutning till huset, medan fekalierna transporteras till reningsverket i befintliga ledningar. Slammet från reningsverket tillsammans med slam från enskilda avlopp hygieniseras genom lagring under minst 6 månader, varav minst 2 månader bör sammanfalla med sommarmånaderna. För att eliminera risken för spridning av patogener bör även urinet mellanlagras. Hushållskompost och gödsel behandlas som idag.

Den intressanta frågan är hur mycket kväve, fosfor och kalium som teoretiskt skulle kunna avskiljas vid en urinsortering enligt det ovan beskrivna scenariet med urinsortering i huvudbyggnaden. Med antaganden att samtliga gäster och anställda nyttjar urinsorterande toaletter under dagen och att 30 % av urinens näringsinnehåll kommer urintankarna till godo fås att 122 kg kväve, 11 kg fosfor och 28 kg kalium årligen kommer att kunna avskiljas från övriga spillvattnet. Förluster vid lagring och spridning kommer att ytterligare reducera mängden kväve tillgängligt för spridning. Dessa värden är dock ingen nettovinst av växtnäring, eftersom åtminstone en stor del av fosfor kan återfinnas i slamfraktionen. Vinsten rör därför främst kalium, men även kväve.

Vinsten med ett urinsorterande system jämfört med ett konventionellt reningsverk är generellt att recirkulationen av kväve och kalium ökar. I tabell 21 visas dock att det är svårt att undvika kväveförluster, i synnerhet vid spridning.

Tabell 21. Innehåll av kväve, fosfor och kalium i urin vid ett tänkt införande av urinsorterande system i kursgården

Urinhantering	N-innehåll (kg/år)	P-innehåll (kg/år)	K-innehåll (kg/år)
Vid utsöndringen	122	11	28
Efter lagringsförluster (7%)	113	11	28
Efter spridningsförluster (30%) ¹	79	11	28

¹ Vid bandspridning av djururin i växande gröda uppgår förlusterna av ammoniumkväve till ca 30 % (Claesson & Steineck, 1991). På grund av ett högre pH i humanurin, jämfört med djururin, kan förlusterna troligtvis bli än högre.

Om man antar att 0,5 liter urin per person och dag hamnar i urintanken, och att spolmängden även den är 0,5 liter, innebär detta en årlig produktion av 37 m³ urinlösning. För att minska risken för smittspridning, bör urinlösningen mellanlagras under helst 6 månader. Även om urin i sig innehåller låga halter av patogener, är risken eventuellt större för en fekalieinblandning på kursgården, då användarna inte är vana vid toalettssystemet. Ovana hos användarna kan även bidra till att urin hamnar i fekaliefractionen. Detta skulle ytterligare minska på den tillgängliga mängden växtnäring i urintankarna.

Scenario 2 innebär sammanfattningsvis att följande restprodukter återförs till jordbruksmark:

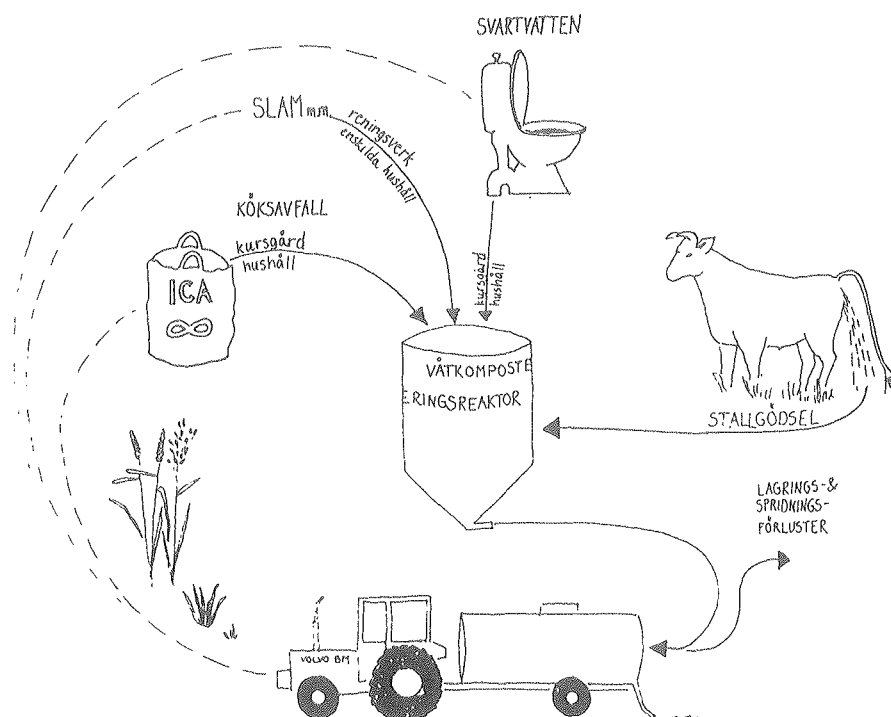
- * komposterat köksavfall från kursgården
- * humanurin från urinseparerande toaletter i kursgårdens huvudbyggnad
- * långtidslagrat slam från reningsverket
- * långtidslagrad latrin, samt slam och svartvatten från enskilda avlopp

Tabell 22. Recirkulationen vid trumkompostering av kursgårdens köksavfall, långtidslagring av slam och latrin, samt urinsortering i kursgårdens huvudbyggnad enligt scenario 2

	Kväve	Fosfor	Kalium
Recirkulationsgrad (%)	35	86	32
Recirkulation (kg)	261	146	80

Scenario 3.

Som ett tredje förslag för området föreslås att olika organiska material som alstras på området behandlas i en våtkomposteringsanläggning. Förslaget ger möjlighet att sambehandla olika typer av organiskt material, så även flytgödsel.



Figur 5. Komponenterna i en tänkt våtkomposteringsanläggning på Sånge-Såby.

Köksavfallet från kursgården och hushållen i området kan våtkomposteras tillsammans med övriga organiska material, men behöver först passera en kvarn för sönderdelning. Hushållens organiska avfall kan samlas upp i komposterbara papperspåsar, och slängas direkt i avfallskvarnen.

På kursgården kan urinsorterande toaletter installeras där dubbla ledningar redan är indragna. Urin och fekalier kan sedan blandas ihop i en tank för vidare behandling i våtkomposteringsanläggningen. Genom att använda urinsorterande toaletter minskas vattenåtgången och svartvattnet blir mindre utspätt.

Tabell 23. Växtnäringsinnehåll i svartvatten vid en avskiljning i kursgårdens huvudbyggnad

Svartvattenseparering på kursgården	N-innehåll (kg/år)	P-innehåll (kg/år)	K-innehåll (kg/år)
Vid utsöndringen	138	17	39
Efter lagringsförluster (5 %) ¹	131	17	39
Efter spridningsförluster (3 %) ²	127	17	39

¹ Lagringsförlusterna av kväve antas vara desamma som för flytgödsel.

² Kväveförlusterna utgår från strängspridning med omedelbar nedmyllning.

Våtkomposteringstekniken ger lantbrukarna stor frihet i val av ingående organiskt material. Genom att integrera flytgödseln i våtkomposteringsförslaget, kan gödsel motsvarande två månaders lagringskapacitet behandlas med övriga organiska material inom området. Lagringskapaciteten för den resterande flytgödseln ökar därmed till åtta månader. Detta ger en förbättrad kvävehushållning, eftersom spridning kan ske under vår och sommar i större utsträckning. Efterlagring av det våtkomposterade slammet måste ske i en separat lagringsbehållare. Om lagringen skulle äga rum i den ordinarie gödselbehållaren finns risk för tillväxt av patogener, eftersom den obehandlade gödseln innehåller stora mängder lättomsättbart organiskt material.

Sammanfattningsvis innebär scenario 3 att följande restprodukter återförs till jordbruksmark:

- * våtkomposterat köksavfall från kursgården och övriga närboende
- * våtkomposterat svartvatten från kursgårdens huvudbyggnad
- * våtkomposterat slam från reningsverket
- * våtkomposterad latrin, slam och svartvatten från enskilda avlopp

Tabell 24. Recirkulation vid våtkompostering av gödsel, köksavfall, svartvatten, slam från enskilda hushåll och reningsverk m.m. enligt scenario 3. I förslaget ingår att svartvatten från kursgårdens huvudbyggnad separeras från övriga spillvattnet

	Kväve	Fosfor	Kalium
Recirkulationsgrad (%)	50	94	41
Recirkulation (kg)	394	161	102

I scenariet ingår en successiv övergång till att klosettvattnet omhändertas utan föregående behandling i reningsverket. Härigenom kommer en mindre del av växtnäringen att gå förlorad i reningsverket. Även tre-kammarbrunnarna inom området skulle på sikt kunna ersättas med slutna tankar för svartvattnet. Genom dessa åtgärder minskar belastningen på Mälaren samtidigt som växtnäringens utnyttjandet ökar.

En satsning på en våtkomposteringsanläggning ger alltså möjlighet för en successiv övergång till scenario 4 som beskrivs nedan.

Scenario 4.

Som ett sista scenario skissas på möjligheterna att skapa ett nära nog optimalt kretslopp på området. Detta förslag innebär att allt svartvatten tas omhand direkt för vidare behandling i en våtkomposteringsanläggning tillsammans med köksavfall, fettslam och gödsel. Reningsverket används primärt för behandling av BDT-vattnet. För att ytterligare öka på gödselns lagringskapacitet, samt ge flytgödseln förbättrade egenskaper, sker våtkomposteringen i en reaktor som rymmer 30 m³. Härigenom kan även merparten av flytgödseln komposteras.

Som ytterligare ett led i att knyta ihop växtnäringens flödena köper kursgården livsmedel från Sångas-Säby gård. Det finns dock vissa hinder för direktleveranser av mjölk och kött, vilket kommer att diskuteras översiktligt. I dagsläget levereras inga livsmedel från gården till kursgården. Diskussioner har tidigare förts på kursgården att handla varor direkt från gården, men praktiska problem har hindrat idéerna från att förverkligas.

Mjölk som ska säljas till närboende behöver inte pastöriseras. I kursgårdens fall torde det dock vara tveksamt att sälja opastöriserad mjölk till kurs- och konferensgästerna eftersom detta endast tillåts i begränsad omfattning för enskilt bruk (K. Bäckström, pers. medd., 1996). I Sverige saluförs inte pastöriseringsanläggningar för användning på gårdsnivå på grund av låg efterfrågan. Det finns dock en anläggning, Microtherm, för gårdsmejerier som bland annat används i Ryssland (G. Andersson, pers. medd., 1996). I

teorin finns alltså möjligheten att sälja även pastöriserad mjölk direkt från gården, även om kostnaden för installationen blir dyr.

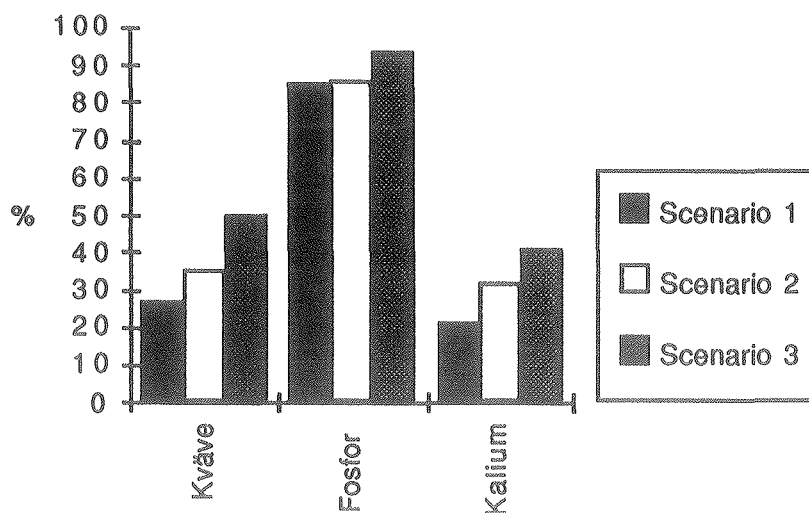
För att kunna köpa nötkött från gården krävs helt nya hanteringsformer med bland annat fler och större kyl- och frysrum. På Volvos konferensanläggning på Bokenäs har man eftersträvat en kretsloppsanpassning av verksamheten, där svartvattnet och hushållsavfallet rötas för att sedan återföras till åkermarken. Samma lantbrukare som tar emot konferensanläggningens organiska rester kommer i framtiden även att leverera kött tillbaka till konferensgården (L.E. Fält, pers. medd., 1996).

Direktleveranser av spannmål, rotfrukter, potatis och grönsaker är i teorin möjliga, men kräver maskininvesteringar och en diversifiering av gårdens produktion som innebär stora förändringar.

Energianvändningen för att producera vår föda uppgår till ca 1000 kWh per person och år. En betydligt större post är dock själva livsmedelshandlingen som kräver 10 000 kWh per person och år (Günther, 1995). Den största sparpotentialen finns alltså i distributions- och förädlingsledet. I dagsläget saknas ofta ekonomiska incitament för att producera livsmedel åt närboende i någon större skala. Med ett avsevärt högre energipris i framtiden kommer kanske livsmedelssituationen i en annan dager.

Jämförelse mellan scenario 1, 2 och 3

I figur 6 visas recirkulationspotentialen hos de olika förslagen. Recirkulationsgraden är genomgående högre för våtkomposteringsförslaget än för de båda föregående scenarierna. Detta gäller även fosfor eftersom samtliga boende kan lämna sitt organiska köksavfall i våtkomposteringsreaktorn för vidare behandling. På följande sidor återfinns en mer detaljerad beskrivning över hur våtkomposteringen skulle kunna utformas på området.



Figur 6. Recirkulationsgraden med avseende på kväve, fosfor och kalium för scenario 1, 2 och 3.

Fördjupning av våtkomposteringsförslag

Som en intressant lösning för Sånge-Säby framstår scenario 3 där olika organiska material våtkomposteras. Först ges en motivering till varför våtkompostering föreslås på området, därefter följer en fördjupad beskrivning över förslaget som det skulle kunna utformas på området.

Fördelar med en våtkomposteringsanläggning på Sånge-Säby

- ger möjlighet att sambehandla olika typer av organiskt material
- ger lantbrukaren stor frihet i val av ingående material
- lagringskapaciteten för flytgödseln ökar
- gödselns egenskaper förbättras
- tekniken har en god hygieniserande verkan
- växtnäringsförlusterna kan hållas låga
- minskad närsaltsbelastning på recipienten
- graden av recirkulation inom området kan successivt ökas

Anläggningen

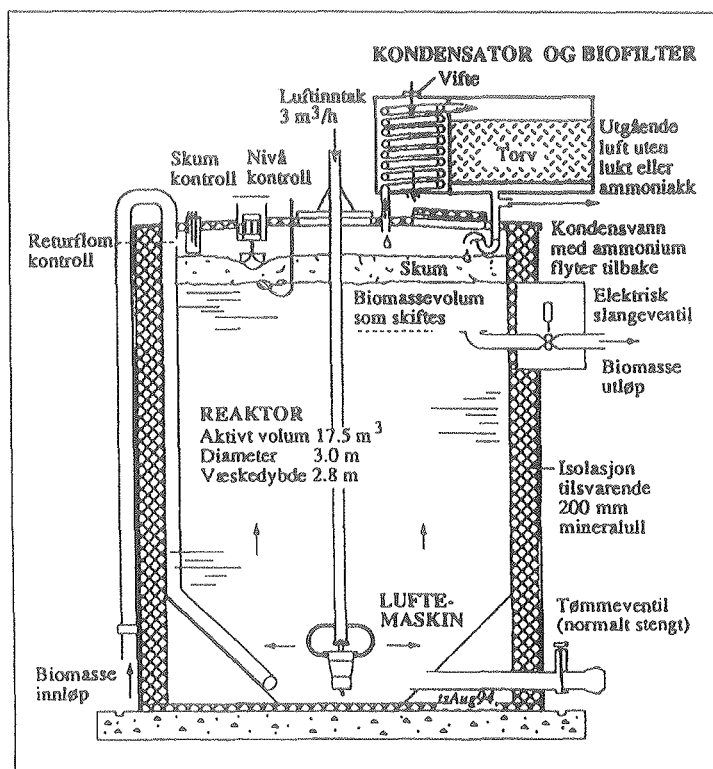
Dimensioneringen av komposteringsanläggningen kan anpassas efter tillgången på organiskt material. I dagsläget finns möjlighet att bygga anläggningar dimensionerade för upp till 30 m³. För större anläggningar används i princip samma utrustning som för mindre och kostnaden blir därmed inte avsevärt högre (G. Andersson, pers. medd., 1996). I Norge har

processen körts i mindre anläggningar som är dimensionerade för 12 respektive 17 m³ (E. Norin, pers. medd., 1996). Som en lösning för Sänga-Säby föreslås en mindre anläggning. Våtkompostering är en tämligen oprövad hygieniserings- och stabiliseringsteknik i Sverige. Det är därför av största vikt att en eventuell anläggning följs upp och utvärderas under pågående drift.

Om själva komposteringsreaktorn dimensioneras till 12 m³, skulle dess effektiva slamvolym uppgå till 10 m³. Med en hydraulisk uppehållstid på 7 dygn blir den genomsnittliga tillförseln 1,4 m³ per dag vid en intermittent drift.

Matavfallet sönderdelas genom att det får passera en kvarn. Förutom själva komposteringsreaktorn behövs ett uppsamlingslager samt en behållare för efterlagring. För att undvika ammoniakavgång bör dessa bestå av slutna system.

Reaktorn med tillhörande uppsamlings- och lagringsbehållare monteras företrädesvis i gårdens närhet. Eftersom den volymmässigt största andelen av ingående material kommer att bestå av stallgödsel, samtidigt som tillgänglig åkermark finns i anslutning till gården, är placeringen av reaktorn på gården strategisk.



Figur 7. Våtkomposteringsreaktor för hygienisering och stabilisering av organiskt material.

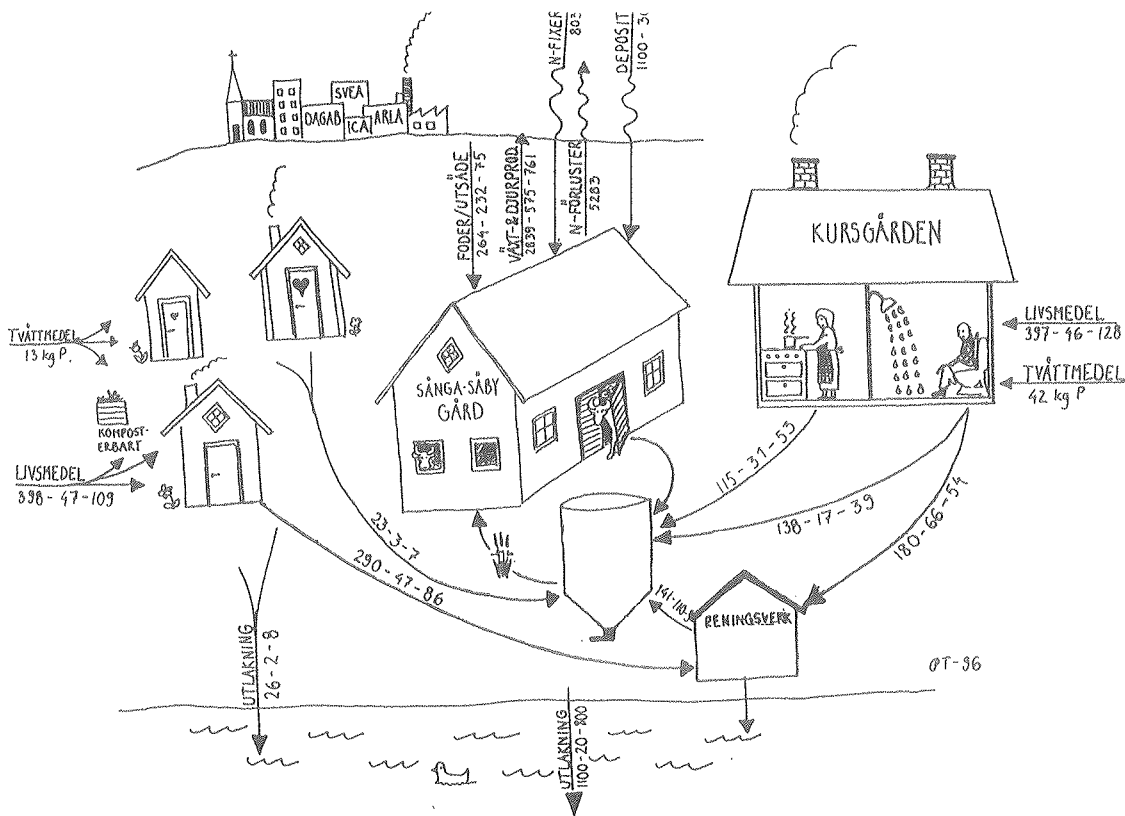
Ingående material

Ingående material utgörs av de organiska material som alstras på kursgården och bland de boende. I princip alla typer av organiskt material som produceras inom området skulle kunna ingå som komponenter i våtkomposteringsbehandlingen. Här listas de olika typer av organiskt material som kan komma ifråga.

- flytgödsel
- komposterbart köksavfall
- svartvatten
- latrin
- slam från storkökets fettavskiljare
- slam från enskilda hushålls BDT-rening
- slam från reningsverk, vattenverk och trekammarbrunnar

Enligt tabell 18, sidan 56, uppgår dessa volymer till uppskattningsvis 190 m³. Resterande mängd, 330 m³, kan då utgöras av flytgödsel från gården. Genom tillförsel av flytgödsel till våtkomposteringsanläggningen, kan även gårdens flytgödselkapacitet utökas med 2 månader. Lagringskapaciteten kommer då att bli 8 månader, istället för 6, vilket ökar möjligheterna till ett effektivare växtnäringsutnyttjande av gödseln. Behandling av flytgödsel innebär inte bara en ökad lagringskapacitet, utan ger även gödseln förbättrade fysikaliska egenskaper. För att inte lagringsförlusterna ska öka förutsätts en adekvat lagring med minimal luftning. Det är även fullt möjligt att utnyttja energin som frigörs vid komposteringsprocessen för uppvärmning av exempelvis bostäder.

Växtnäringsflöden efter omläggning och med våtkompostering.



Figur 8. Växtnäringsflöden på området efter omläggning till ekologiskt lantbruk och med lokalt omhändertagande av organiskt material medelst våtkompostering. Siffrorna anger flödena av kväve, fosfor och kalium i kg per år.

Användning av de organiska restprodukterna

För att undanröja eventuella risker krävs dock ett väl hygieniserat material liksom väl genomtänkta rutiner vid själva hanteringen och spridningen. De maskiner som används vid spridning av slammet bör saneras med kalklösning för att ytterligare minska risken för eventuell spridning av smittosamma sjukdomar (Steineck & Salomon, 1992).

Genom de behandlingar som föreslås i de olika scenarierna torde den hygieniska kvalitén vara relativt säkerställd. Det valda spridningstillfället kan ytterligare minska risken för patogenspridning.

Marken i sig själv kan ha en god reducerande verkan på olika mikroorganismer. Reduktionen beror av bland annat jordmaterialet, temperaturen och påverkan från markens egen mikroflora (T-A. Stenström, 1985). Ju längre tid som förflyter mellan spridningstillfälle och skörd, desto mindre är risken att patogener överlever. Spridningstillfället kan därför bestämmas beroende på materialets hygieniska kvalitet. Om man vill vara på den säkra sidan kan spridningen ske på hösten, exempelvis innan odling av höstvetete eller rågvete. Spridning kan också ske på en vall före vallbrottet.

Risken är dock överhängande vid höstspridning att en stor del av kvävet går förlorat till luften eller grundvattnet fram till dess att grödan börjar med sitt växtnäringssupptag på våren. Rågvete och höstvetete torde vara likvärdiga i förmåga att ta upp kväve på hösten. Såtidpunkten, liksom hur väl grödan har hunnit bestocka sig, är faktorer som styr hur mycket kväve som grödan tar upp på hösten (B. Lindén, pers. medd., 1996).

Kompostmaterial från trumkomposten används bäst i trädgårdslanden. För långtidslagrat slam rekommenderas spridning sent på hösten med efterföljande nedplöjning. Det våtkomposterade materialet sprids lämpligast på våren med en omedelbart efterföljande nedbrukning. Härigenom torde risken för eventuell kontaminering vara undanröjd. Även ur växtnäringssynpunkt är vårspridning att rekommendera eftersom ammoniakförlusterna härmed kan minimeras.

Kommentarer och slutord

I det korsdrag av verklighetsuppfattningar som råder om hur dagens och framtidens VA-system ska utformas kan det vara svårt att presentera någon självklar lösning. Många av de nya kretsloppsbaseade teknikerna som idag diskuteras, är relativt oprövade och konsekvenserna av ett systemskifte tämligen outredda. Hur avfallshanteringen kommer att se ut på Sånga-Säby i framtiden är därför ingen självklarhet. *Till syvende og sist kommer det att handla om ett beslut som kursgårdens ledning, dess anställda, närboende och lantbrukarna måste ta i samråd. Oavsett vilket hanteringssystem man väljer är lantbrukarnas önskemål centrala, eftersom lantbrukarna kommer att inta en nyckelroll som avfallsentreprenörer och kretsloppsförvaltare.*

Val av hanteringssystem handlar också om var man gör sin systemavgränsning. Jag har i denna studie valt att inkludera även de fritidshus med enskilda avloppslösningar som ligger i anslutning till kursgården. Andra alternativ skulle kunna vara att endast hushåll anslutna till reningsverket hade beaktats, eller att systemet utökats att gälla ännu fler hushåll. Att låta hushåll med enskilda avloppslösningar ingå i studien ger emellertid en pedagogisk vinst. Området Sånga-Säby kan då ses som en modell för många andra områden med flöden av vitt skilda typer av organiskt material från lantbruk, arbetsplatser, storhushåll och boende med olika avloppslösningar. Genom att se området Sånga-Säby som en återspeglning av samhället i stort kan slutsatserna om Sånga-Säby lättare appliceras på andra samhällsekosystem.

Som jag tidigare har påpekat är det angeläget att kunna visa på goda föredömen. Därför handlar inte en ökad grad av recirkulation på Sånga-Säby enbart om vad som är praktiskt och ekonomiskt mest fördelaktigt. Det handlar även om vilken bild man vill förmedla till omvärlden om på vilket sätt jordbruk och samhälle kan integreras i framtiden och vilken roll lantbrukare kan spela som lokala entreprenörer för organiska restmaterial.

Förhoppningsvis kan denna rapport utgöra ett underlag för fortsatta diskussioner på Sånga-Säby. Vad jag förespråkar och Sånga-Säby sedan väljer att satsa på, beror till stor del på omvärldsfaktorer som man svårligen råder över. Att EU:s reglemente inte tillåter återförsl av exempelvis latrin och slam till ekologiska gårdar idag innebär att en död hand lagts över strävanden mot ett resurssnålt och kretsloppsanpassat samhälle. En utväg skulle eventuell kunna vara att låta området Sånga-Säby bli en del i ett utvecklingsprojekt om framtida samarbete mellan lantbruk och samhälle. Genom att tekniken med våtkompostering är relativt oprövad i Sverige bör dock en eventuell satsning på den beskrivna våtkomposteringslösningen kontinuerligt följas upp och utvärderas.

ABSTRACT

In many places today, people take initiatives to create local systems of recirculation where plant nutrients from the society are brought back to farm land. At the conference center Sångå-Säby, in the municipality of Ekerö, near Stockholm, there has been a great interest to take part in this development.

The purpose of this study was to examine possibilities and difficulties related to the creation of a locally based recirculation system in Sångå-Säby area. The study concerns the area of the conference center, the nearby situated farm and houses in its surroundings.

As a basis for further work, the flow of plant nutrients in the area were analysed. As the farm is shifting to organic production, scenarios were made for both conventional and organic farming. With the flow of plant nutrients as a background, four different scenarios were made showing possibilities for recirculation of plant nutrients and organic material. Components in the four scenarios were:

- composting of household waste
- sewage sludge
- human urine
- liquid composting of organic wastes

Liquid composting, or aerobic thermophilic sludge stabilization is a method which makes composting of organic wastes with low dry matter content possible. This is done through aeration of the material in a closed reactor. In this way a good hygiene is reached through the high temperature from the degradation.

The scenario including liquid composting was shown to be the best way to recirculate plant nutrients in Sångå-Säby area. In the proposal household waste, sewage sludge, black water, latrine and cattle slurry were treated together. The proposal also gives opportunities to increase the recirculation in time.

KÄLLOR:

Becker, W. & Robertsson, A.K. 1994. Den svenska kostens näringsinnehåll 1980-92. Vi äter för mycket fett och för litet fibrer. *Vår Föda*, 46(7).

Bovin, H. & Wolgast, Å. 1994. *Flöde och cirkulation av växtnäring på gårdsnivå*. Institutet för ekologiskt lantbruk. Stencil. Ur Jordbruksverkets omlägningspärm. Under tryckning.

Bucht, E. 1994. *Stad och land i samverkan - exemplet Ystads kommun*. Aktuellt från lantbruksuniversitetet 424. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.

Carlsson, A.-L. 1995. *Näring, kadmium och bakterier i hushållsavlopp - en fältstudie av ett urinseparerande avloppssystem med lecabädd i Östhammar*. Meddelande från jordbearbetningsavdelningen nr 19, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Claesson, S., Granstedt, A., Gustafson, A. & Steineck, S. 1991. *Kväveflöden i jordbruket. Överflöd eller hushållning?* Aktuellt från lantbruksuniversitetet 399. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.

Claesson, S. & Steineck, S. 1991. *Växtnäring-hushållning-miljö*. Speciella skrifter 41. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.

Duvoort-van Engers, L. E. 1986. "State of the art" on sludge composting. In: L'Hermite, P. (ed), *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes*. Netherlands: Reidel Publishing Company.

Ekerö kommun. 1991. *Miljöskyddsprogram och miljöbeskrivning*.

Ekerö kommun. 1993. *Avfallsplan 1993*.

Fagerberg, B. & Salomon, E. 1992. *Dataprogrammet NPK-FLO. Handledning för beräkning av växtnäringsbalanser på gårds- och marknivå*. Växtodling 41. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för växtodling. Uppsala.

Faginfo. 1993. *Rensing av avloppsvan - Bruk av slam*. Nr. 24 1993. Statens fagtjeneste for landbruket. Ås. Norge.

Folkesdotter, G. & Nilsson, J. 1993. *Fosforflödet i våra händer*. Forskningsrapport TN:38. Statens institut för byggnadsforskning.

Frankow-Lindberg, B. 1993. *Vitklöver i betesvallen - ett sätt att sänka kostnaderna*. Fakta Mark/växter nr 3, 1993. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.

- Fredriksson, F. 1994. *Fosfor - tillgångar och framtida behov*. Institutionsrapport 1994:12. Chalmers tekniska högskola, Institutionen för fysisk resursteori. Göteborg.
- Frykman, J. & Lövgren, O. 1979. *Den kultiverade människan*. Malmö: Liber.
- Granhall, U. 1990. *Kvävefixering av cyanobakterier i åkermark - ett förbisett kvävetillskott*. Fakta Mark/Växter nr 12, 1990. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Günther, F. 1995. *Stadens predikament*. Anförande vid stadsmiljørådets möte Framtidsstaden IV, 11-12/10 1995. Stockholm.
- Gustafson, A. & Torstensson, G. 1988. *Växtnäringsläckage efter vallbrott*. Ekohydrologi 26. Sveriges Lantbruksuniversitet, Avdelningen för vattenvårdslära. Uppsala.
- Havelaar, A.H. 1984. Disinfection of sewage sludge: a review of methods applied in the European communities. In: L'Hermite, P. & Ott, H. (eds), *Processing and use of sewage sludge*. Netherlands: Reidel Publishing Company.
- Hellström, D. & Kärrman, E. 1995. *Nitrogen and phosphorus in fresh and stored urine*. Proceedings from 2nd International Conference of ecological engineering for wastewater treatment, Wädenswil, Schweiz, 18-22/9 1995.
- Johansson, M. & Wijkmark, J. 1995. *Det källseparerade avloppssystemet - ett steg mot bättre resurshushållning*. Examensarbete 1995:10. Stockholms universitet, Institutionen för Systemekologi.
- Johansson, S. 1993. *Markbäddars reningsförmåga beroende av ålder - En fältstudie av fyra markbäddar i Enköpings kommun*. Examensarbete nr 85. Sveriges lantbruksuniversitet, Avdelningen för Växtnäringslära. Uppsala.
- Johansson, U. 1995. *Kalkyler för konventionell och ekologisk produktion*. Ur Jordbruksverkets Omläggningsspärm. Under tryckning.
- Jordbruksverket. 1995. *Riktlinjer för gödsling och kalkning 1996*. Rapport 1995:11. Jönköping.
- Jordbruksverket. 1995. *Livsmedelskonsumtionen 1991-1994*. Rapport 1995:4. Jönköping.
- Jordbruksverket. 1996. *STANK. Stallgödsel - näring i kretslopp*. Produktlista. Jönköping.
- Jönsson, H. 1994. *Källseparering av humanurin - mot ett uthålligare samhälle*. Fakta Teknik/mekanisering nr 3, 1994. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.

- Karlsson, S. *Handledning för spridning av stallgödsel. Del 2 - flytgödsel.* Meddelande nr 432. Jordbrukstekniska institutet. Uppsala.
- Kirchmann, H. 1986. *Komposteringsprocessen.* Fakta Mark/växter nr 14, 1986. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Kirchmann, H. & Witter, E. 1991. Växtnäringsinnehåll i husdjursgödsel och tätortsavfall-potentiell recirkulation. *Global resurshushållning - konsekvenser för svenskt jordbruk.* Lantbrukskonferensen 1991. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Kirchmann, H. et al. 1995. *Källseparerad humanurin - växtnäring och hygien.* Fakta Mark/växter nr 1, 1995. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- KRAV-regler 1995. Kontrollföreningen för ekologisk odling (KRAV). Uppsala.
- Lindberg, A. & Norin, E. 1996. *Beskrivning av biologiskt avfall - vägledning vid val av biologisk behandlingsmetod.* RVF rapport nr 96:8. Uppsala.
- Lind Johansson, E. 1994. Invändig korrosion av kopparledningar för dricksvattendistribution. *Vatten* nr 2 1994.
- Lindén, B. 1993. *Höst- och vinterbevuxen mark.* Stencil. Sveriges lantbruksuniversitet, Avd. för växtnäringslära. Uppsala.
- Löfgren, S. 1993. *Jordbrukets inverkan på yt- och grundvatten: tillstånd, utveckling, orsak och verkan.* Naturvårdsverket Rapport 4150. Solna.
- Malmqvist, O. & Spörndly, R. 1993. *Stallgödsel på slättervall. Inverkan på djurhälsa och mjölk kvalitet.* Aktuellt från lantbruksuniversitetet 417. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Miljöförvaltningen i Stockholm. 1995. *Deposition av svavel och kväve till marken i Stockholms län.* Rapporter från SLB-analys, nr 1, 1995. Stockholm
- Miljöprogram.* Sänga-Säby Kurs & Konferens.
- Mårtensson, A. & Carlgren, K. 1993. *Mykorrhiza och fosforgödsling.* Fakta Mark/växter nr 15, 1993. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Möller, H. och Stålhö, G. 1965. *Geologiska kartbladet Stockholm NV.* SGU.
- Naturskyddsföreningen. 1995. *Miljökriterier för rengöringsmedel.* Göteborg.
- Naturskyddsföreningen. 1995. *Miljökriterier för tvättmedel.* Göteborg.

- Naturvårdsverket. 1987a. *Kommunalt avloppsvatten från hygienisk synpunkt. Mikrobiologiska undersökningar. Rapport PM 1956. Solna.*
- Naturvårdsverket. 1987b. *Små avloppsanläggningar. Hushållspillvatten från högst 5 hushåll. Allmänna råd 87:6. Solna.*
- Naturvårdsverket. 1990. *Slam från kommunala avloppsreningsverk. Allmänna råd 90:13. Solna.*
- Naturvårdsverket. 1992. *Slam. Innehåll av organiska miljöfarliga ämnen. Rapport 4085. Solna.*
- Naturvårdsverket. 1993. *Renare slam. Åtgärder för kommunala avloppsreningsverk. Rapport 4251. Solna.*
- Naturvårdsverket. 1995a. *Användning av avloppsslam i jordbruket. Rapport 4418. Solna.*
- Naturvårdsverket. 1995b. *Vad innehåller avlopp från hushåll? Rapport 4425. Solna*
- Naturvårdsverket. 1995c. *Miljöanpassade vatten- och avloppssystem. Förslag till bedömningsgrunder. Rapport 4429. Stockholm.*
- Norin, E. 1995. *Aerob termofil slamstabilisering - processteknik och tillämpningar. Vatten 51, 227-234.*
- Norin, E. 1996. *Våtkompostering som stabiliserings- och hygieniseringsmetod för organiskt avfall. Försök i pilotskala med svartvatten, köksavfall och gödsel. JTI-rapport Kretslopp & avfall, nr 3. Jordbrukstekniska institutet. Uppsala.*
- Pettersson, O. 1992. *Kretslopp i odling och samhälle. Aktuellt från lantbruksuniversitetet 408. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.*
- Pettersson, O. 1994. *Tungmetaller i odling och miljö. Aktuellt från lantbruksuniversitetet 422. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.*
- Pike, E. B. 1983. *Long term storage of sewage sludge. In: Bruce, A.M. (ed), Disinfection of sewage sludge; Technical, economical and microbiological aspects. Netherlands: Reidel Publishing Company.*
- Ridderstolpe, P. & Salomon, E. 1995. *Östhammars kretsloppsverk. Växtnäringsflöden och kretsloppssystem för avlopp i Östhammars kommun. Teknisk rapport nr 2. Sveriges Lantbruksuniversitet, Avdelningen för jordbearbetning. Uppsala.*
- Robertsson, M. 1994. *Komposteringens mikrobiologi. Rapport 61. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mikrobiologi. Uppsala.*

- Rodhe, H. 1982. *Tillförsel av växtnäringsämnen från luften*. Kungl. skogs- och lantbruksakademiens tidskrift. Supplement 14. Stockholm.
- Sjelin, K. & Sandenskög, C. 1994. *Kompendium för ekologiska stråsädesodlare*. Stencil. Uppsala.
- Skjelhaugen, O. & Saether, T. 1995. *Avloppsslam- og matavfallospning for grenda knyttet til jordbruket*. Fagnytt-Teknikk. Nr. 8 1995. Ås. Norge.
- SMHI Meteorologi. 1991. *Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90*. Referensnormaler. Nr 81, 1991. Norrköping.
- SNA Miljön. 1991. Sveriges Nationalatlas Förlag.
- SNFS 1994:2. *Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*.
- Statens livsmedelsverk. 1993. *Livsmedelstabell. Energi och näringsämnen*. Uppsala.
- Steineck, S. & Salomon, E. 1992. *Hantering av slam från enskilda avlopp. recirkulation till jordbruket. Stad och land i samverkan*. SLU info Rapporter. Allmänt 177. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Stenström, T-A. 1985. *Infiltration i mark. Mikroorganismers transport och överlevnad*. Naturvårdsverkets Rapport. SNV PM 3051. Solna.
- Strauch, D. 1984. Use of lime treatment as disinfection process. In: L'Hermite, P. & Ott, H. (eds.). *Processing and use of sewage sludge*. Netherlands: Reidel Publishing Company.
- Stålhö, G. 1968. *Stockholmstraktens berggrund*. SGU.
- Thyselius, L. & Edström, M. 1991. *Våtkompostering av slam från slamavskiljare*. Jordbrukstekniska institutet. Uppsala.
- Widén, P. 1993. *Kompostering av källsorterat hushållsavfall i Uppsala - Nedbrytningsförlopp, tungmetall- och växtnäringsinnehåll*. Examensarbete nr 82. Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. för Markvetenskap. Uppsala.
- Wittgren, H.B. et al. 1993. *Ystad - Stad och land i samverkan. Delstudie Vatten*. Ystads kommun och Movium.
- Wolgast, M. 1992. *Rena tankar. Om tankar i kretslopp*. Uppsala: Creanom HB.

Personliga meddelanden

- Göran Albjer. 1996. Uppsala kommun. Uppsala.
Gösta Andersson. 1996. Alfa Laval Agri. Stockholm.
Inger Andersson. 1995. Arla. Stockholm.
Ragni Andersson, 1995. Jordbruksverket. Jönköping.
Karin Bäckström. 1996. Livsmedelsverket. Uppsala.
Eva Degerberg. 1995 och 1996. Sånga-Säby gård.
Ola Degerberg. 1995 och 1996. Sånga-Säby gård.
Lars Erik Fält. 1996. Bokenäs konferensanläggning. Uddevalla.
Rut Hansson. 1996. KRAV. Uppsala.
Markus Hoffman. 1996. SLU. Uppsala.
Cecilia Håkansson. 1996. Miljökontoret, Ekerö kommun.
Susanne Johansson. 1995. SLU. Uppsala.
Holger Kirchmann. 1996. SLU. Uppsala.
Anders Lind. 1996. Naturvårdsverket. Solna.
Eva Lind Johansson. 1996. Chalmers tekniska högskola. Göteborg.
Lars Lind. 1995 och 1996. Sånga-Säby kurs & konferens.
Börje Lindén. 1996. SLU. Skara.
Nilla Nilsson-Linde. 1996. SLU. Uppsala.
Erik Norin. 1996. JTI. Uppsala.
Eva Salomon. 1996. SLU. Uppsala.
Gyula Simán. 1996. SLU. Uppsala.
Staffan Steineck. 1996. SLU. Uppsala.
Tor-Axel Stenström. 1996. Smittskyddsinstitutet. Solna.
Sten Sundås. 1996. SLU. Uppsala.

Bilaga 1:

Foderåtgång, produktion och arealbehov

Tabell 1. Foderåtgång för hästarna på Sånge-Säby

Fodermedel	Mängd (kg)	Kväve (kg/år)	Fosfor (kg/år)	Kalium (kg/år)
Hö	46500	930	121	930
Havre	8100	146	28	41
Betfor	350	5	0	8
Summa		1081	149	979

Tabell 2. Foderåtgång, produktion och arealbehov på Sånge-Säby

Gröda	Ko på årsbasis (kg)	Rekryteringsdjur (kg)	Total foderåtgång (ton)	Arealbehov (ha)	Produktion (ton)	Differens (ha)
Vallfoder (kg ts)	3300	1300	272	39	309	37
Bete/grönf. (kg ts)	1200	1400	108	15	86	-23
Fodersäd (kg)	1300	600	99	24	123	24
Ärt (kg)	300	100	20	7	22	2
Halm (kg)	300	500	31	7		
Totalt				69		

Bilaga 2:

Växtnäring i enskilda avlopp på Sånge-Säby

Tabell 1. *Kväve, fosfor och kalium i de enskilda avloppens olika fraktioner (kg)*

Anläggning	Urspr. N	N-red. (%)	slam, latrin etc.	Kvar i mark	Förlust
Slamavskiljare	36,8	12	4,4		
Infiltration	34,4	30		10,3	24,1
WC-tank	6,6	100	6,6		
Förmuln. toa.	7,9	50	3,9		3,9
Torrklosett	10,5	80	8,4		2,1

Anläggning	Urspr. P	P-red. (%)	fast fraktion	Kvar i mark	Förlust
Slamavskiljare	5,7	5	0,3		
Infiltration	6,6	70		4,6	2,0
WC-tank	0,8	100	0,8		
Förmuln. toa.	0,9	100	0,9		
Torrklosett	1,3	100	1,3		

Anläggning	Urspr. K	K-red. (%)	fast fraktion	Kvar i mark	Förlust
Slamavskiljare	10,9	3	0,3		
Infiltration	11,6	30		3,5	8,1
WC-tank	1,8	100	1,8		
Förmuln. toa.	2,2	100	2,2		
Torrklosett	2,9	100	2,9		