VA-teknik
CHALMERS

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik

EXAMENSARBETE

Bevattning med avloppsvatten
- kväve och fosfor i kretslopp i Rådanefors

MIKAEL ADRIAN

Examensarbete 1999:1

VA-teknik
CHALMERS

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik
412 96 GÖTEBORG
Tel 031 - 772 10 00

Nyckelord **bevattning**
kväve
fosfor
avloppssystem
kretslopp
lagringsdamm
avloppsvatten

EXAMENSARBETE

Bevattning med avloppsvatten
- kväve och fosfor i kretslopp i Rådanefors

MIKAEL ADRIAN

Examensarbete 1999:1

Förord

Detta examensarbete har utförts vid institutionen för vattenförsörjnings och avloppsteknik vid Chalmers Tekniska Högskola. Det praktiska arbetet har delvis utförts i Rådanefors i Färgelanda kommun.

Examensarbetet utfördes efter en intresseanmälan från Färgelanda kommun om samarbete med Mistraprogrammet Urban Water. Kontakten togs med programmets chef Per-Arne Malmqvist som lämnade förslaget till Erik Kärrman som tog kontakt med undertecknad. Kommunen ville att driften av kretsloppsanläggningen i Rådanefors skulle undersökas. Vid ett möte mellan alla inblandade parter i Rådanefors i juni 1999 drogs närmare riktlinjer för arbetet upp.

Jag vill tacka min handledare Erik Kärrman, min examinator Gilbert Svensson och Per-Arne Malmqvist på Mistraprogrammet Urban Water för att de har ställt upp och kommit med stöd, synpunkter och nya infallsvinklar på mitt arbete. Dessutom vill jag tacka Jan Öhman, drivkraften bakom projektet i Rådanefors, med familj för den stora gästfrihet och hjälpsamhet de har visat. Ett stort tack också till Evy Axén, Lars-Olof Sörman och Bengt-Olov Sjöström för hjälp med analyser och analysmetoder samt provtagningar, utrustning och installationer vilket har tagit mycket dyrbar tid i anspråk. Sist men inte minst ett stort tack till Färgelanda kommun som tillhandahöll analysutrustning och som bidrog med ekonomiskt stöd för inköp av reagens till kemiska analyser.

Göteborg i november 1999

Mikael Adrian

Sammanfattning

Detta examensarbete studerar en kretsloppslösning för bevattning med avloppsvatten i Rådanefors i Dalsland. Syftet med anläggningen är att återvinna näringsämnena kväve och fosfor i avloppsvatten till jordbruket via bevattning. Anläggningen består av ett reningsverk utan kemisk rening och ett dammsystem för biologisk rening och lagring av avloppsvattnet.

Huvudsyftet med examensarbetet var att utvärdera bevattning med lagrat avloppsvatten som kretsloppsteknik för näringsämnen. Detta gjordes genom att beskriva flöden av fosfor och kväve genom systemet för att kunna svara på om näringen behålls i löst i vatten och därmed nyttiggörs i jordbruket.

En slutsats är att vattnets skiktning innebär att yt- och bottenvattnet har olika egenskaper (på grund av syrefattig botten) och att det därför går att använda det till olika ändamål. De olika användningsområdena kan vara bevattning av grödor med näringsrikt bottenvatten men det kan också vara bevattning med ett rent ytvatten vid enbart vattenbehov.

Dessutom visade det sig att en för lång lagringstid av vattnet inte är bra. Halterna av kväve minskar med ökad lagringstid. En trolig förklaring är att kväve avgår genom denitrifikation under lagringen. Även fosforhalterna sjunker beroende på sedimentation.

Baserat på det mätunderlag som finns tillgängligt dras också slutsatsen att kretsloppet för tillfället inte fungerar lika bra som tänkt. En stor del av näringen försvinner ut ur systemet innan vattnet tillförs åkermarken. Den näring som finns i bevattningsvattnet räcker därför inte till att göda speciellt stora arealer för odling av någon gröda. Dock har systemet potential att göra detta.

De viktigaste åtgärderna för att öka effektiviteten hos kretsloppet och därmed öka näringsinnehållet i vattnet är att förkorta lagringstiden i dammarna, att minska näringsminskningen i reningsverket samt att minska inläckaget till ledningsnätet. Med nuvarande förutsättningar (utan föreslagna förändringar) är det fördelaktigt att endast använda bottenvattnet till bevattning eftersom en dominerande andel av näringsinnehållet finns där.

Summary

This graduate work studies a recycle solution for irrigation with sewage in Rådanefors in Dalsland. The purpose with the system is to recycle nutritious sewage water containing nitrogen and phosphorus to agriculture through irrigation. The system consists of a biological sewage treatment plant without chemical treatment and ponds for biological treatment and storage of sewage.

The main purpose with this work was to evaluate irrigation with stored sewage as a recycling technique for nutrients. This was done by studying the flow of nitrogen and phosphorus through the system in order to answer if nutrients are kept dissolved in water and thus can benefit agriculture.

One conclusion is that the stratification of water in the ponds gives two types of water with different properties, a surface- and a deep water. This two waters can be used for different purposes. These are irrigation of crops with nutrient rich deep water and irrigation with clean surface water if only water is needed.

Further, the study shows that a long storage time of sewage is unfavourable. The content of nitrogen decreases when storage time increases. One probable explanation is that nitrogen is lost to the atmosphere through denitrification. Also the content of phosphorus is reduced due to sedimentation.

Another conclusion from this study is that the recycling system does not work as planned at the moment. Large amount of nutrients leaves the system before the water supplies the field. The content of nutrients in the sewage is thus not enough to fertilise particularly large areas of any crop. However the system have potential to do so.

The most important measures to increase the efficiency of the recycling system and thus increase the content of nutrients in the ponds is to shorten the storage time, to reduce the loss of nutrients in the treatment plant and to reduce the inleakage to the sewer system. With current conditions (without suggested changes) it is favourable to use only deep water for irrigation since a dominant proportion of nutrients in the ponds can be found there.

Innehållsförteckning

FÖRORD ..... **I**

SAMMANFATTNING ..... **II**

SUMMARY ..... **III**

INNEHÅLLSFÖRTECKNING ..... **IV**

1. INLEDNING **1**

1.1 BAKGRUND 1
1.2 SYFTE 1
1.3 METOD 2

2 KVÄVETS KRETSLOPP **3**

2.1 ALLMÄNT 3
2.2 PROCESSER I KRETSLOPPET 4
2.2.1 Kvävefixering *4*
2.2.2 Kväveassimilation *5*
2.2.3 Kvävemineralisering (Ammonifikation) *6*
2.2.4 Nitrifikation *6*
2.2.5 Denitrifikation *7*

3 FOSFORS KRETSLOPP **9**

3.1 ALLMÄNT 9
3.2 TILLGÄNGLIGHET 10
3.3 FÖREKOMST 10
3.4 FRIGÖRELSE 10

4 EGENSKAPER HOS KVÄVE OCH FOSFOR I SJÖAR OCH DJUPA DAMMAR **13**

4.1 TEMPERATURSKIKTNING 13
4.2 SYRE 14
4.3 EUTROFIERING 15
4.4 ÅRSTIDSVARIATIONER 17

5 BEHANDLING AV AVLOPPSVATTEN **19**

5.1 KONVENTIONELL TEKNIK 19
5.1.1 Allmänt *19*
5.1.2 Aktivslamprocessen *19*
5.1.3 Kvävereduktion *20*
5.1.4 Slambehandling *21*
5.2 ALTERNATIV TEKNIK 21
5.2.1 Biodammar *21*
5.2.2 Våtmarker för rening av avloppsvatten *23*
5.2.3 Markbädd *26*
5.2.4 Infiltration *27*
5.2.5 Bevattning av energiskog med avloppsvatten *27*

6 BEVATTNING MED AVLOPPSVATTEN **29**

6.1 ALLMÄNT 29
6.2 KVALITET 29
6.3 VATTENBEHOV 30
6.4 METODER FÖR BEVATTNING 30
6.5 HYGIEN 31

6.5.1 Indikatororganismer ... *31*
6.5.2 Tillåtna värden ... *32*
6.5.3 Desinfektering ... *33*

7 RÅDANEFORS KRETSLOPPSANLÄGGNING ... 35

7.1 ALLMÄNT ... 35
7.2 TEKNISK BESKRIVNING ... 36
7.2.1 Inomhus ... *36*
7.2.2 Utomhus ... *38*
7.2.3 Bevattning ... *40*
7.3 TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR ... 40

8 RESULTAT OCH UTVÄRDERING AV MÄTNINGAR ... 43

8.1 INLEDNING ... 43
8.1.1 Praktiskt fältarbete ... *44*
8.1.2 Provtagningsplan ... *44*
8.2 FLÖDESMÄTNING ... 45
8.2.1 Förutsättningar ... *45*
8.2.2 Provtagning och analys ... *46*
8.2.3 Resultat ... *46*
8.2.4 Felkällor ... *47*
8.2.5 Slutsatser ... *47*
8.3 PROVSERIE 1 ... 48
8.3.1 Förutsättningar ... *48*
8.3.2 Provtagning och analys ... *50*
8.3.3 Resultat ... *51*
8.3.4 Felkällor ... *53*
8.3.5 Slutsatser ... *54*
8.4 PROVSERIE 2 ... 55
8.4.1 Förutsättningar ... *55*
8.4.2 Provtagning och analys ... *56*
8.4.3 Resultat ... *56*
8.4.4 Felkällor ... *58*
8.4.5 Slutsatser ... *58*
8.5 JÄMFÖRELSE MELLAN PROVSERIERNA ... 59
8.6 MASSBALANS ... 60
8.6.1 Förutsättningar ... *60*
8.6.2 Resultat ... *60*
8.6.3 Osäkerheter ... *61*
8.6.4 Slutsatser ... *61*

9 AVLOPPSVATTEN FRÅN RÅDANEFORS SOM GÖDNINGSMEDEL ... 63

9.1.1 Förutsättningar ... *63*
9.1.2 Beräkning ... *64*
9.1.3 Resultat för olika grödor ... *65*
9.1.4 Slutsatser ... *66*

10 DISKUSSION ... 69

10.1 KONSEKVENSER FÖR MILJÖN ... 69
10.1.1 Positiva ... *69*
10.1.2 Negativa ... *69*
10.2 SYNPUNKTER OCH DISKUSSION PÅ BÄTTRE DRIFT ... 70
10.3 OSÄKERHETER ... 71
10.4 FORTSATTA STUDIER ... 72

11 SLUTSATSER ... 75

12 REFERENSER ... 77

BILAGOR **80**

ANALYSPROTOKOLL KVÄVE, FOSFOR, SYRE, pH & TEMPERATUR ..... BILAGA A
ANALYSPROTOKOLL KM-LAB AB: BAKTERIEANALYS ..... BILAGA B
ANALYSPROTOKOLL ANALYCEN: KVÄVE, FOSFOR & TUNGMETALLER ..... BILAGA C
BERÄKNINGAR AVLOPPSVATTEN FRÅN RÅDANEFORS SOM GÖDNINGSMEDEL ..... BILAGA D

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Avfall och avlopp har i dagens samhälle kommit att betraktas som en viktig resurs och tillgång. Det är viktigt att minska utsläpp till luft, sjöar och vattendrag samt att minska förbrukningen av resurser. Hushållen källsorterar i allt större utsträckning och avfall kan till exempel återvinnas, komposteras eller förbrännas. I enlighet med dessa tankar blir det allt vanligare att försöka ta tillvara den näring som finns i avloppsvatten. Detta bland annat för att minska användandet av konstgödning och för att minska övergödningen av sjöar och vattendrag. Det finns olika metoder att använda avloppsvatten i kretslopp av vilka bevattning med avloppsvatten som behandlas i detta examensarbete är en. Avloppsvatten utgör ett komplett gödningsmedel för kväve, fosfor och kalium.

Inställningen till utbyggnad av reningsanläggningar är att den bör baseras på hållbara kretsloppslösningar. Dessa lösningar är oftast långsiktiga men i ett kortare perspektiv kan bevattning med avloppsvatten vara en bra lösning för att minska utsläpp av kväve och fosfor.

Examensarbetet studerar en kretsloppsanläggning i Rådanefors som ligger i Färgelanda kommun i Dalsland. Syftet med anläggningen är att återvinna näringsämnena kväve och fosfor i avloppsvatten till jordbruket via bevattning. För att åstadkomma detta har det kemiska steget i ett konventionellt kommunalt reningsverk tagits bort och ersatts med ett system av dammar för biologisk rening och lagring. I dessa dammar är kväve och fosfor tänkt att behållas i vattenlösning med hjälp av växt- och djurplankton så att växterna kan tillgodogöra sig näringen vid bevattning. Inga direkta utsläpp ska ske till recipient.

Rådanefors är ett litet samhälle och endast 40 personer är anslutna till reningsverket. Bara hushåll är anslutna vilket betyder att det vatten som kommer till reningsverket bör ha en hög näringskoncentration och därmed passa bra till bevattning.

1.2 Syfte

Huvudsyftet med examensarbetet var att utvärdera bevattning med lagrat avloppsvatten som kretsloppsteknik för näringsämnen. Detta gjordes genom att beskriva flöden av fosfor och kväve genom systemet för att kunna svara på om näringen behålls i löst i vatten och därmed nyttiggörs i jordbruket. Förhoppningen var att ha en bild av näringens sammansättning i varje del av systemet och kunna förklara hur den omvandlas. Dammarnas eventuella skiktning är av intresse för att förstå systemets funktion. Skiktningen påverkar koncentrationen av kväve och

fosfor. Detta leder till en bedömning av anläggningens konsekvenser på miljön samt synpunkter på bästa drift och diskussion kring detta.

Förutom detta är målet att mäta flödet in till reningsverket och uppskatta inläckaget till ledningssystemet.

1.3 Metod

Litteraturstudier blir en stor del av examensarbetet eftersom det är nödvändigt att ha mycket teoretiska kunskaper för att kunna beskriva dammarnas funktion. Detsamma gäller för att kunna utvärdera de resultat som provtagningarna ger. Litteraturstudien omfattar kväve och fosfors kretslopp, egenskaper hos kväve och fosfor i sjöar och djupa dammar, en beskrivning av Rådanefors kretsloppsanläggning och dess tänkbara miljökonsekvenser samt en översikt av olika typer av anläggningar för avloppsrening. Även metoder för bevattning kommer att beskrivas och problem med detta.

Det praktiska arbetet bestod nästan uteslutande av att ta vattenprover samt att analysera och utvärdera dessa. För att klara av detta krävdes förberedelser och övning på analysmetoder och användande av provutrustning. Undantaget från vattenprovtagningen var flödesmätningen där principen att mäta pumpens till- och frånslag användes. Nederbörden mättes på enklast möjliga vis med vanlig regnmätare.

2 Kvävets kretslopp

2.1 Allmänt

Kväve är det sjätte vanligaste grundämnet i universum och det är viktigt för allt liv eftersom det är en komponent i både proteiner och nukleinsyror[1]. Allt kväve (N) som finns i marken eller som cirkulerar i ekosystemen härstammar från samma källa, nämligen kvävgas (N_2). Kvävgas upptar för övrigt 78,08 % och därmed störst del av atmosfärens volym. Kväve i formen kvävgas kan dock ej utnyttjas direkt av växterna som kvävekälla beroende på att kvävgas är en stabil förening som endast förändras under speciella förhållanden. (Det finns dock växter, till exempel klöver, som lever i symbios med kvävefixerande mikroorganismer. Dessa fixerar kväve från luften som beskrivs under rubriken kvävefixering.) Detta får till följd att det trots den rika förekomsten av kväve i atmosfären råder brist på ämnet i många ekosystem. Växter föredrar kväve i formen ammonium (NH_4^+)[2], men tar även upp kväve i form av nitratjoner (NO_3^-). Ammoniak (NH_3) kan eventuellt också tas upp genom direkt absorption[3]. Vid mineralisering bildas ammonium som sedan av bakterier ofta omvandlas till nitrat genom nitrifikation.

Ammonium kan fixeras till lermineral i marken vilket leder till att det rör sig långsamt och blir därmed otillgängligt för växter. Nitrat däremot är lättrörligt och lättåtkomligt för växter.

Stora mängder kväve läcker ut från gödslad åkermark och kväveföreningar släpps också ut i atmosfären från haven, åkermark och i rökgaser från olika källor som trafik, industri och uppvärmning. Kväve tillförs vattendrag och sjöar via utsläpp av avloppsvatten från reningsverk.

Av det totala kvävet i avloppsvatten kommer cirka 90 % från klosettvatten och till allra största del från urin[4]. Urin innehåller kväve i form av ammonium. När urinen lämnar kroppen är kvävet till 90 % organiskt bundet i form av urea, men i avloppssystemet omvandlas det snabbt till ammonium[5].

---

[1] Bitton G, *Wastewater Microbiology,* Gainesville: Department of Environmental Engineering Sciences University of Florida, 1999

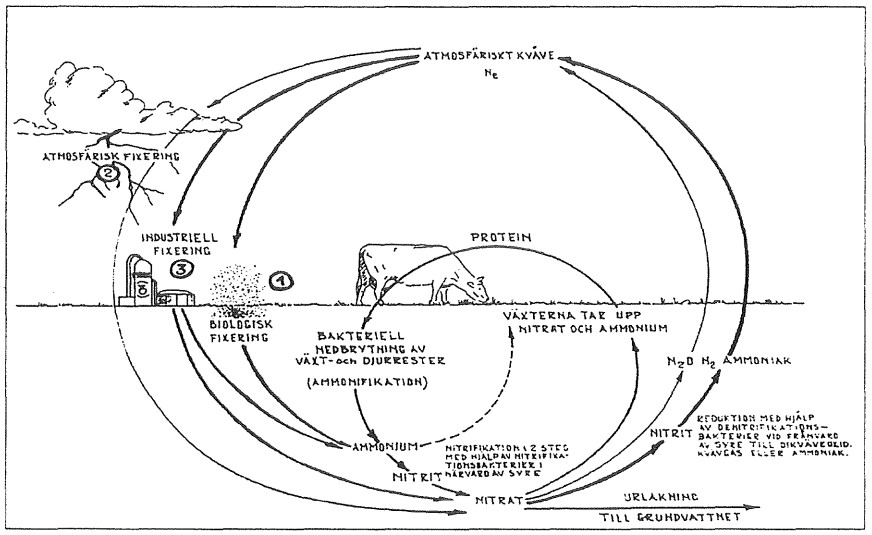
[2] Arrhenius Å et al., *Alternativ avloppsrening-en studie med det kretsloppsanpassade Rådaneforsprojektet i centrum,* Göteborg: Projektarbete Vatten och vattenvård HT95 Göteborgs Universitet, 1995

[3] Skoog P, Blom G, Haglund J-E, *Ekologi kompendium i miljöskydd del 1,* Stockholm: Institutionen för miljöskydd och arbetsvetenskap KTH, 1990

[4] Gustavsson A, *Studier av fosfor- och kväveflöden i småskaliga avloppsanläggningar,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH Examensarbete 1995:2, 1995

[5] Sundstöl E, Owen E: *Urine - A Wasted, Renewable Natural Resource, Ås:* Agricultural University of Norway, 1993

Ammoniak kan avdunsta och bidra till luftburet kväve som kan tvättas ur atmosfären med nederbörd.



Figur 2.1, *Kvävets kretslopp*[6]

2.2 Processer i kretsloppet

Mikroorganismer spelar en stor roll i kvävets kretslopp. Mikrobiologin från fem steg som ingår i kvävets kretslopps diskuteras. De fem stegen är fixering, assimilering, mineralisering, nitrifikation och denitrifikation.

2.2.1 Kvävefixering

Kvävgas överförs till en form som är upptagbar för växterna genom de tre olika processerna biologisk-, atmosfärisk- och industriell fixering.

2.2.1.1 Kvävefixerande bakterier

Kvävefixerande bakterier eller kvävebindande bakterier som de också kallas omvandlar molekylärt kväve (N_2) till ammoniak och kan på det viset tillgodose hela sitt behov av organiskt kväve[7]. Kemisk reduktion av kväve är energikrävande och endast ett fåtal sorters bakterier klarar av att utföra en fixering av kväve som leder till slutprodukten ammoniak.

Förmåga till kvävebindning finns bara hos prokaryoter (Kärnlös grupp organismer som omfattar eubakterier och arkebakterier. De kännetecknas av att arvsmassan, bakteriekromosomen, inte är skild från cytoplasman med ett kärnmembran[8]) där den är allmän och påträffas inom de flesta

[6] Skoog P, Blom G, Haglund J-E, *Ekologi kompendium i miljöskydd del 1,* Stockholm: Institutionen för miljöskydd och arbetsvetenskap KTH, 1990

[7] Nationalencyklopedin Multimedia , *Version 2.0 sökord: Kvävebindande bakterier,* Höganäs: Bokförlaget Bra Böcker AB, 1998

[8] Nationalencyklopedin Multimedia , *Version 2.0 sökord: Prokaryoter,* Höganäs: Bokförlaget Bra Böcker AB, 1998

ordningar. Bakterierna lever antingen fritt eller i symbios med växter eller svampar. De kvävebindande bakterierna står för huvuddelen av den totala årliga kvävefixeringen och balanserar därmed en stor del av den bakteriella denitrifikationen till kväve.

2.2.1.2 Biologisk Fixering

Huvuddelen av den naturliga kvävefixeringen sker i marken med hjälp av kvävebindande bakterier[9]. Biologisk fixering av kväve sker via kvävefixerande bakterier och blågröna alger med förmåga att överföra fritt kväve till organiska kväveföreningar. Vid den bakteriella kvävefixeringen omvandlas luftens kväve till ammoniak som assimileras i form av aminosyrorna glutamin och glutamat. Dessa utnyttjas som kvävekälla vid syntes av andra kväveinnehållande föreningar. De kvävebindande bakterier som lever i symbios med växter bildar också kväveföreningar som växterna kan utnyttja.

Biologisk kvävebindning sker i två steg. Först reduceras kväve till ammoniak av enzymet nitrogenas. I nästa steg binds ammoniak till organiska föreningar via aminosyran glutamin.

Nitrogenaset inaktiveras vid kontakt med syre. De aeroba och fotosyntetiserande kvävebindande bakterierna har därför utvecklat olika system för att hålla syret borta från nitrogenaset.

2.2.1.3 Atmosfärisk fixering

Atmosfärisk kvävefixering innebär att luftens kvävgas oxideras med hjälp av elektriska urladdningar vid åska. Kväveoxiderna transporteras sedan till marken via nederbörd.

2.2.1.4 Industriell fixering

Industriell kvävefixering avser framställning av kvävegödselmedel genom att kvävgas och vätgas förenas under högt tryck. Detta leder till att ammoniak bildas. Metoden kallas Haber-Bosch.

2.2.2 Kväveassimilation

Heterotrofa (organismer som inte själva kan producera näring för sitt energibehov utan lever på färdigberedd sådan) och autotrofa (självnärande) mikroorganismer tar upp och assimilerar ammonium och nitrat. Assimilationen bidrar till en viss kvävereduktion i avloppsreningsverk[10].

---

[9] Nationalencyklopedin Multimedia, *Version 2.0 sökord: Kväve,* Höganäs: Bokförlaget Bra Böcker AB, 1998

[10] Bitton G, *Wastewater Microbiology,* Gainesville: Department of Environmental Engineering Sciences University of Florida, 1999

2.2.3 Kvävemineralisering (Ammonifikation)

Ammonifikation är transformation av organiskt kväve till oorganiska former. Det uppstår vid fullständig bakteriell nedbrytning av förnan (döda växt- och djurdelar som ännu inte brutits ned till humus) under frigörande av koldioxid, vatten, ammoniak, salter och energi. I sur miljö tar ammoniak upp vätejoner och bildar ammonium som kan tas upp av växterna.

Proteiner blir mineraliserade till ammonium (NH_4^+) enligt nedan.

Protein $\Rightarrow$ aminosyror $\Rightarrow$ deamination till NH_4^+

Deamination kan ske antingen med syre (oxidation) eller med väte (reduktion).

2.2.4 Nitrifikation

Nitrifikation innebär att ammonium omvandlas till nitrat. Det är en energi- och syrekrävande reaktion bestående av två steg som utförs av bakterier. Det första steget har dessutom en mellanprodukt, hydroxylamin (NH_2OH)[11].

1. $2NH_4^+ + 3O_2 \Rightarrow 2NO_2^- + 2H_2O + 2H^+$
2. $2NO_2^- + O_2 \Rightarrow NO_3^-$

Nitrifikationen är en känslig reaktionsprocess som för att vara optimal kräver en viss syrehalt, temperatur och pH. Den optimala temperaturen ligger runt 28°-36°C och hastigheten på reaktionen minskar med 10-20% per grads avvikelse[12]. Syretillgången måste vara god och under syrgashalter på 2-3 mg/l kommer nitrifikationen ej att kunna ske fullständigt. Nitrifikationen är pH-känslig på det viset att den sker optimalt i alkaliska miljöer med ett pH-värde mellan 7,5-8,5. Metaller i vattnet kan också påverka nitrifikationen negativt.

Om nitrifikationen beroende på något av ovanstående ej blir fullständig kan detta få till följd att bara det första steget i reaktionen sker, det vill säga att nitrit bildas istället för nitrat. Nitrit är giftigt för människor och djur och kan förorena grundvatten.

Nitrifikationen har stor ekologisk betydelse i marken eftersom kvävet härigenom överförs från den svårrörliga jonen ammonium till den mycket mer lättrörliga jonen nitrat. Nitratet kan lätt urlakas till djupare jordlager och till grundvattnet eller försvinna via avrinning till sjöar och vattendrag.

---

[11] Bitton G, *Wastewater Microbiology,* Gainesville: Department of Environmental Engineering Sciences University of Florida, 1999

[12] Arrhenius Å et al., *Alternativ avloppsrening-en studie med det kretsloppsanpassade Rådaneforsprojektet i centrum,* Göteborg: Projektarbete Vatten och vattenvård HT95 Göteborgs Universitet, 1995

2.2.5 Denitrifikation

Denitrifikation innebär att nitrat reduceras till kväveoxid (NO), kvävgas (N_2) eller dikväveoxid (N_2O) med nitrit som mellanprodukt. Det kan beskrivas som en nedbrytning av organiskt material. Processen är anaerob vilket innebär att syrgashalten måste vara låg för att denitrifikation ska ske. Bakterierna använder därför syret i nitratjonen istället och det leder till att nitrat från nitrifikationen omvandlas till bland annat kvävgas och avgår till atmosfären[13]. Reduktionen sker som sagt med nitrit som mellanprodukt och slutprodukten består till 80-100% av kvävgas.

$NO_3^- \Rightarrow NO_2^- \Rightarrow N_2O$, NO eller N_2

Denitrifikation sker optimalt i gränsskiktet mellan syrefattig och syrerik miljö. För att denitrifikation ska ske måste syrgashalten vara låg, nitratjoner från nitrifikationen måste finnas tillgängliga, bakterierna måste ha en kolkälla att hämta energi från samt att temperaturen bör ligga mellan 5°-35°C och pH mellan 7-7,5.

Ett exempel på en miljö där denitrifikation kan inträffa är vattendränkta åkerjordar. I en vattensjuk jord med stillastående vatten råder snart syrefria förhållanden och denitrifikationen börjar. Detta får till följd att åkermarken kan förlora stora mängder växttillgängligt kväve till atmosfären.

---

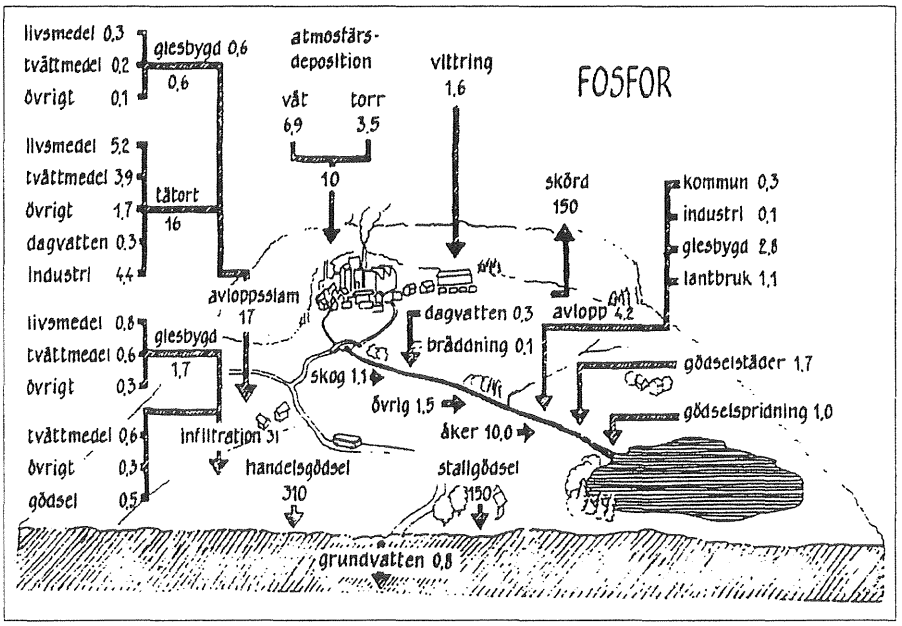
[13] Morrison G, Lind Johansson E, *Understanding the aquatic environment,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH, 1992

3 Fosfors kretslopp

3.1 Allmänt

Fosfor är ett makronäringsämne som är nödvändigt för alla levande celler. Det finns inte i naturen i fri form utan i huvudsak bundet till syre som fosfat (PO_4^{3-})[14]. Grundämnet fosfor ingår i cirka två hundra olika mineral och är nödvändigt för både växter och djur. I jordskorpan är fosfor det elfte vanligaste grundämnet och det förekommer där främst i form av apatit som är ett fluorhaltigt kalciumfosfat. Fosfor frigörs genom vittring av apatit eller genom brytning. Det finns brytning av fosfor i gruvor men det fås också som en restproduktvid vid en del malmbrytning. Forskare hävdar att fosfor kommer vara en bristvara om 100-200 år om brytning fortsätter i samma takt som i dagsläget.

Fosfor uppträder i och övergår mellan mineralfas (apatit), vattenlösligt salt (PO_4^{3-}) samt biologisk vävnad. I organismer finns fosfor bundet i en mängd olika typer av viktiga föreningar bland annat ATP och DNA. Fosfors kretslopp i naturen skiljer sig från de andra icke-metallernas (t.ex. kol, kväve, väte, syre och svavel) genom att inga gasformiga föreningar ingår. Förrådet av fosfor finns istället i mineral.



Figur 3.1, *Flöden av fosfor i samhället*[15]

[14] Bitton G, *Wastewater Microbiology,* Gainesville: Department of Environmental Engineering Sciences University of Florida, 1999

[15] Gustavsson A, *Studier av fosfor- och kväveflöden i småskaliga avloppsanläggningar,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH Examensarbete 1995:2, 1995

3.2 Tillgänglighet

Fosfor är till största delen inte tillgänglig för växter eftersom det löser sig dåligt i vatten. Risken för urlakning från åkermark är mindre än den är för kväve eftersom fosfor binds hårt till partiklar. Vid stora flöden i samband med till exempel kraftiga regn kan en urlakning ändå ske. Det betyder också att växter på mark inte brukar ha brist på fosfor medan fosfortillgången i vattendrag kan vara begränsande. Växter och mikroorganismer tar upp fosfat i konkurrens med den adsorbtion som sker till järn- och aluminiumkomplex.

I våtmarker gäller att lagring i sediment är en viktig långsiktig förvaring av fosfor liksom upptag av växter.

3.3 Förekomst

Fosfor användes tidigare i stor utsträckning i tvättmedel och på det viset tillfördes det sjöar och vattendrag via avloppsvatten. Numer har användandet av fosfor i tvättmedel kraftigt minskat i Sverige. Handelsgödsel innehåller fosfor och en tillförsel till åkermark sker därför även på detta vis.

Fosfor förekommer i avloppsvatten som organiskt bundet fosfor, polyfosfater eller ortofosfater[16]. Organiskt bundet fosfor kommer liksom ortofosfaten från fekalier och urin. Polyfosfaten kommer huvudsakligen från rengöringsmedel och tvättmedel. Det är ortofosfat som utgör den största delen av fosforinnehållet i avloppsvatten och beroende på att det lätt binds till järn- och aluminiumjoner är fosfor svårtransporterat i jämförelse med kväve.

Fosfatjoner bildar framförallt komplex med oxider och hydroxider av järn $Fe(OH)_2$, aluminium $Al(OH)_3$, samt lermineral rika på aluminium. Fosfat kan också fällas kemiskt med järn[17].

Partikelstorleksfördelningen är av stor betydelse för fosfors bindning till jordar. Ju finkornigare material desto större sorptionsyta vilket innebär att en leryta har större inbindningsförmåga än en grovkornigare sandjord. Om organiskt material sedimenterar på ytan kan sorptionen försvåras och inbindningen av fosfor minskar.

3.4 Frigörelse

Oorganiska fosfatjoner frigörs dels vid vittring av mineral, till exempel apatit, och dels vid nedbrytning av organiskt material. Fosfor bundet i

---

[16] Jernlid A-S, Karlsson K, *Våta toalettsystem med urinsortering* ,Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH Examensarbete 1997:6, 1997

[17] Gunnarsson S, *Upplagring av fosfor i sedimenten i en våtmark som belastas med förbehandlat avloppsvatten,* Uppsala: Institutionen för markvetenskap SLU, 1997

sediment kan frigöras på ett antal olika sätt. Växter och djur kan till exempel avge fosfor då de dör. Vid högvatten kan erosion ske och hög vattenhastighet kan som tidigare nämnts betyda att växterna inte hinner ta upp fosforn. Det optimala pH-värdet för frigörelse av fosfor ligger mellan 9,5-10.

Om sedimentytan som innehåller fosfor blir syrefri kommer redoxförhållandena att ändras så att järnjonerna övergår från trevärd form till tvåvärd[18]. Den tvåvärda formen av järnjonen (Fe^{2+}) kan ej binda fosfat och därmed frisätts det.

Fosfor kan fastläggas i sediment genom sedimentation av organiskt material, genom upptag via växter och djur, kemisk fällning med aluminiumklorid eller genom adsorbtion av löst fosfor.

[18] Arrhenius Å et al., *Alternativ avloppsrening-en studie med det kretsloppsanpassade Rådaneforsprojektet i centrum,* Göteborg: Projektarbete Vatten och vattenvård HT95 Göteborgs Universitet, 1995

4 Egenskaper hos kväve och fosfor i sjöar och djupa dammar

4.1 Temperaturskiktning

Temperaturskiktningar uppstår lätt i en sjö om djupet är tillräckligt. Vattnet ska således inte alltid betraktas som en homogen massa. Temperaturskikt är vanligt i sjöar under sommar- och vintertid. Om sjön är grundare än 5 m kan vinden ofta blanda om hela vattenmassan under sommaren och då uppstår ingen skiktning.

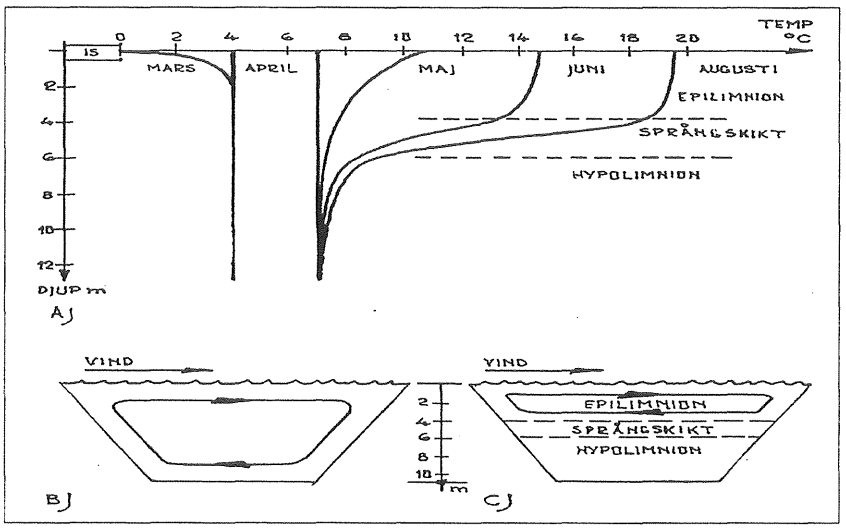
Det som möjliggör skiktningen är att vattnet kyls av på hösten och värms upp på våren samt att vatten har störst densitet vid 4°C, vilket innebär att både kallare och varmare vatten är lättare. Vatten som har temperaturen 4°C sjunker hela tiden mot botten och det får till följd att ytvattnet kan kylas ytterligare först när hela vattenmassan har temperaturen 4°C.

På vintern kommer sjön att ha en temperatur av 0°C precis i ytan (om is ligger på sjön) och därunder ökar temperaturen snabbt till 4°C[19]. När vattnet värms upp på våren kommer hela vattenmassan till slut få samma temperatur, nämligen 4°C. I detta skede räcker det att det blåser lite för att vattnet ska blandas. Denna så kallade vårcirkulation fortgår till temperaturen har stigit till 7-8°C i hela vattenmassan. Så småningom har ytvattnet blivit så varmt att vinden inte kan blanda om hela vattenmassan längre. Sjön har blivit skiktad och tillståndet kallas sommarstagnation. På grund av att ytvattnet fortfarande kan blandas om har vattnet samma temperatur i det övre skiktet. Temperaturfallet sker över ett så kallat språngskikt. Under detta ligger temperaturen kvar kring 7-8°C. Det övre skiktet kallas epilimnion och det undre hypolimnion.

När hösten kommer kyls ytvattnet av och till slut får hela vattenmassan återigen samma temperatur, 7-8°C. På samma sätt som vid vårcirkulationen kan nu vinden blanda sjöns vatten. Detta kallas höstcirkulation och pågår tills vattnet blir så kallt att ett islager bildas. Då kan vinden inte längre blanda om vattnet och vinterstagnation inträffar. Den innebär som tidigare nämnts att vattnet har en temperatur av cirka 0°C precis i ytan för att sedan snabbt öka till 4°C som är temperaturen i resten av vattenmassan ner till botten.

---

[19] Skoog P, Blom G, Haglund J-E, *Ekologi kompendium i miljöskydd del 1,* Stockholm: Institutionen för miljöskydd och arbetsvetenskap KTH, 1990



Figur 4.1, *a) temperaturutveckling i en sjö mars till augusti*[20]

b) vår- och höstcirkulation

c) sommarstagnation

4.2 Syre

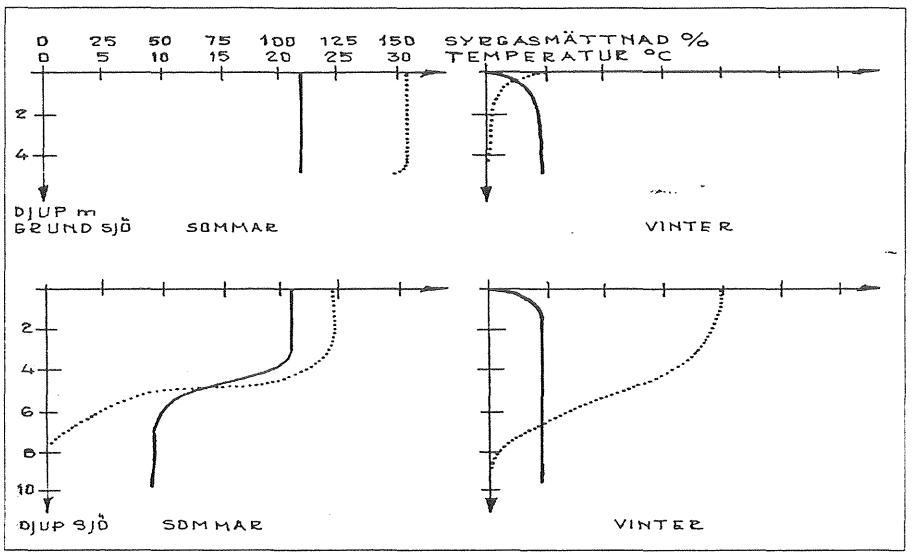
Syrets löslighet i vatten beror främst på temperaturen. Ju kallare vattnet är desto mer syre kan det hålla i lösning. Det betyder att en sjö teoretiskt har möjlighet att hålla mer syre i lösning i det kalla bottenvattnet på sommaren. Detta påverkas dock även av andra faktorer som beskrivs nedan.

I ytvattnet produceras syre av algernas fotosyntes. I det djupare vattnet kommer dock konsumtionen av syre att vara stor på grund av nedbrytning av döda alger och annat organiskt material[21]. Det leder till att syrehalten blir låg vid botten av djupa sjöar.

Inblandning av syre sker i samband med höst- och vårcirkulationerna. Genom detta får hela vattenmassan en hundraprocentig syrgasmättnad. Under skiktningen hindrar språngskiktet inblandning av syre till det djupare vattnet. Det ytliga vattnet blandas om med hjälp av vinden och är därför syresatt. Även detta leder till att syrehalten blir låg vid botten av djupa sjöar.

[20] Skoog P, Blom G, Haglund J-E, *Ekologi kompendium i miljöskydd del 1,* Stockholm: Institutionen för miljöskydd och arbetsvetenskap KTH, 1990

[21] Morrison G, Lind Johansson E, *Understanding the aquatic environment,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH, 1992



Figur 4.2, *Syrgasmättnad (prickad linje) och temperatur (heldragen linje) i grunda och djupa eutrofa sjöar* [22].

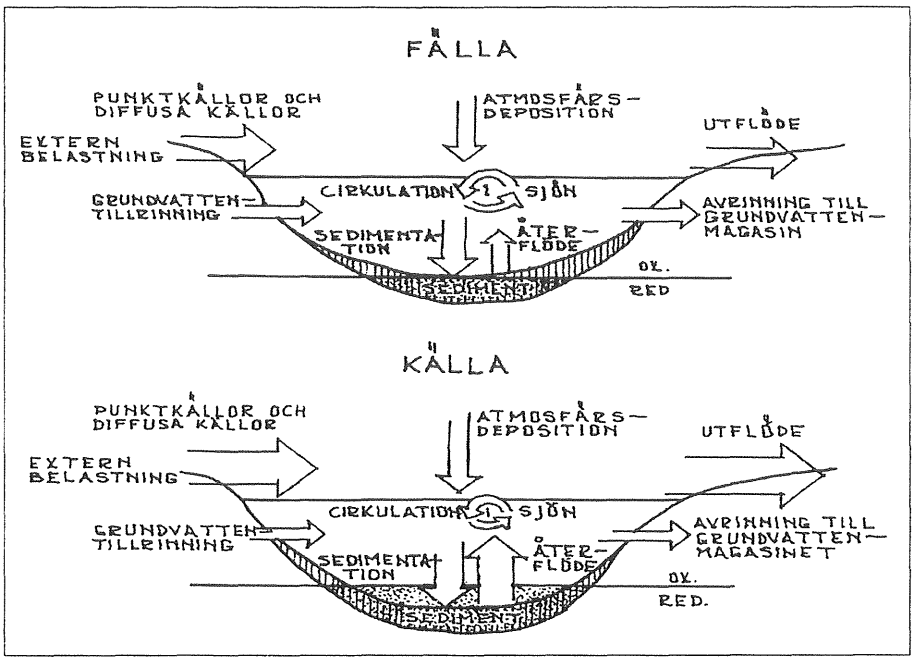
4.3 Eutrofiering

Näringsinnehållet i sjöar ökar med mänsklig påverkan genom otillräckligt renat avloppsvatten och läckage från gödslad åkermark[23]. En ökad eutrofiering får till följd att ett fåtal anpassningsbara arter tar över, en så kallad algblomning inträffar. Detta innebär en ökad syreproduktion genom fotosyntes i ytvattnet. Senare dör algerna och faller mot botten där de bryts ned under konsumtion av syre. Syrefria förhållanden i bottenskiktet innebär att fosfor och kväve avges från sedimentet, vilket betyder ytterligare en belastning av näringsämnen.

Detta leder till att sedimenten vid god syretillgång kommer att vara fällor för näringsämnen medan de tvärtom kommer att vara källor för näringsämnen vid syrebrist (Se figur 4.3).

[22] Skoog P, Blom G, Haglund J-E, *Ekologi kompendium i miljöskydd del 1,* Stockholm: Institutionen för miljöskydd och arbetsvetenskap KTH, 1990

[23] Holmström T et al, *Miljöeffekter-kompendium i miljövård del 4,* Stockholm: Miljövårdscentrum, KTH, 1990



Figur 4.3, *En sjös övergång från fosforfälla till källa*[24]

Vid god syretillgång fälls den fosfor som frigörs i form av fosfat (PO_4^{3-}) vid nedbrytning ut med trevärda järnjoner (Fe^{3+}) och bildar järnfosfat ($FePO_4$). Om det däremot råder syrebrist övergår järnjonerna till tvåvärd form (Fe^{2+}) vilket innebär att fosfor inte fälls ut utan behålls i lösning. Om pH är tillräckligt högt kan fosfor frigöras ur sediment även under syrerika förhållanden eftersom dess bindning till kalcium då löses upp.

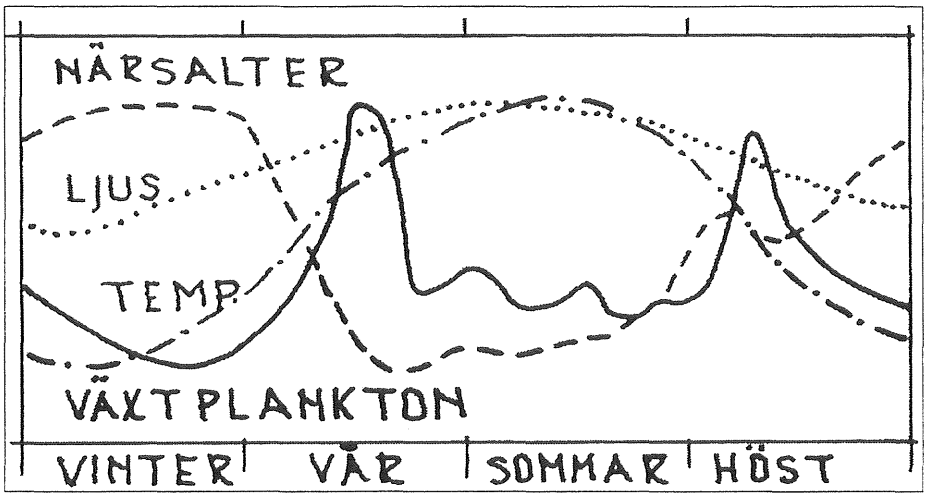
Kväve mineraliseras till ammonium genom deamination (se kapitel 2.2.3 "Kvävemineralisering"). Om det finns tillgång till syre kommer nitrifikation att ske och då bildas nitrat i nästa steg. Om däremot syretillgången är mycket liten kommer slutprodukten vid kvävemineralisering att vara ammonium eftersom nitrifikation då inte kan ske. Vid låga syrehalter produceras alltså enbart ammonium vid nedbrytning och det leder till att det ackumuleras i bottenvattnet under sommaren.

I grunda sjöar förstärks effekten ytterligare eftersom de inte temperaturskiktas. När näringsämnena frigörs i samband med nedbrytning kommer de snart att nå ytan igen tack vare cirkulationen i hela vattenmassan. När näringen når ytan igen blir den tillgänglig för nya alger. I en grund sjö fås därför en snabb omsättning av näringsämnen och en snabb primärproduktion som kan leda till syrgasövermättnad.

[24] Holmström T et al, *Miljöeffekter-kompendium i miljövård del 4,* Stockholm: Miljövårdscentrum, KTH, 1990

4.4 Årstidsvariationer

Produktionen av biomassa är lägst under vintern eftersom is då täcker sjöarna, dock pågår nedbrytning speciellt vid botten och näring frigörs. När isen har smält och vårcirkulationen inträffar kommer näringsämnena att finnas tillgängliga i hela vattenmassan. Detta i kombination med en hög ljusintensitet i ytvattnet betyder att algtillväxten blir kraftig. Under sommaren kommer en minskning i aktivitet att ske eftersom näringsämnen hela tiden sjunker mot botten. När höstcirkulationen inträffar fås en ny produktionstopp eftersom den näring som lagrats vid botten då blandas ut i hela vattenmassan (se figur 4.4).



Figur 4.4, *Algproduktion (heldragen linje), näringsinnehåll, ljusmängd och temperatur i en temperaturskiktad sjös epilimnion*[25].

[25] Skoog P, Blom G, Haglund J-E, *Ekologi kompendium i miljöskydd del 1,* Stockholm: Institutionen för miljöskydd och arbetsvetenskap KTH, 1990

5 Behandling av avloppsvatten

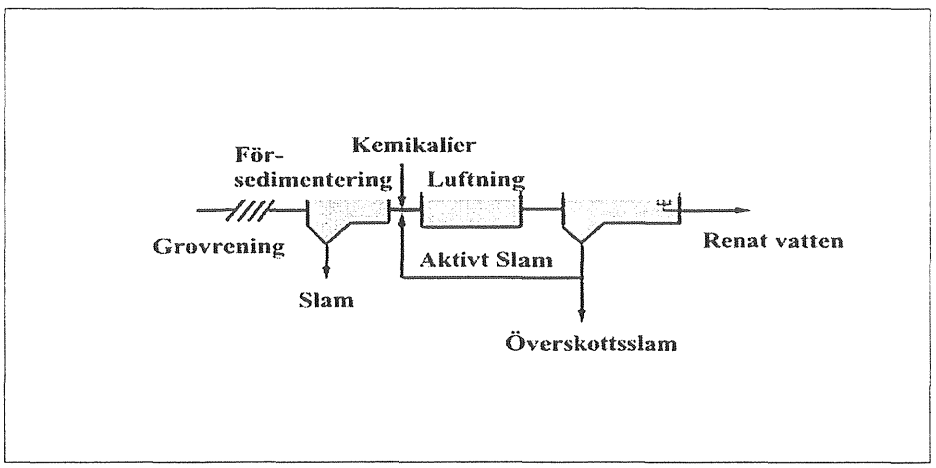
5.1 Konventionell teknik

5.1.1 Allmänt

Reningsprocessen kan delas upp i tre steg. Det första är det mekaniska steget där en grov rening sker. För att avlägsna avloppsvattnets innehåll av organisk substans används biologisk rening och innehållet av fosfor minskas genom att använda kemiska reningsmetoder. Kväve reduceras med hjälp av denitrifikation i reningsverket. Vid all avloppsvattenbehandling koncentreras de borttagna föroreningarna till ett slam som måste genomgå någon form av efterbehandling.

5.1.2 Aktivslamprocessen

De allra flesta reningsverk i Sverige använder den så kallade aktivslamprocessen (se figur 5.1). Det första steget i processen är grovrening som rensar vattnet från grövre material med hjälp av galler och sandfång[26]. Efter detta rinner vattnet in i en försedimenteringsbassäng där partiklar med högre densitet än vatten sedimenterar och bildar slam. I nästa steg blandas vattnet med en koncentrerad bakteriekultur, så kallat aktivt slam, innan det rinner till en luftningsbassäng där bakterier bryter ned det organiska materialet under förbrukning av syre samtidigt som de växer till. Efter luftningen rinner blandningen till en eftersedimenteringsbassäng där det aktiva slammet sedimenterar och pumpas tillbaka till luftningsbassängerna. Det rena vattnet rinner av från ytan. Vill man ta bort fosfor med denna metod tillsätts aluminium- eller järnsalter som bildar utfällningar med fosfat. Därefter förs vattnet till flockningsbassänger där utfällningarna flockas och sedan till sedimenteringsbassänger.



Figur 5.1, *Konventionell rening med aktivt slam*

[26] Svensson G, *Kompendium i VA-ledningsteknik,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH, 1995

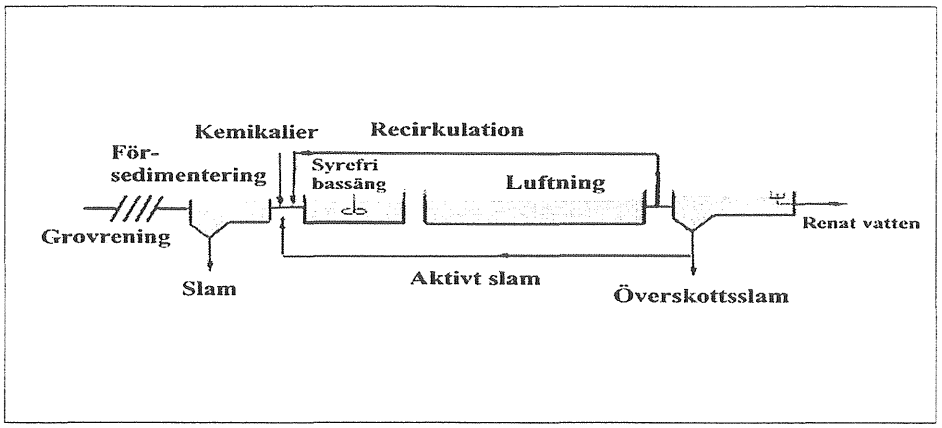
5.1.3 Kvävereduktion

Kväverening baserar sig på de naturliga processer som förekommer i vår miljö. Kvävet kommer till reningsverket i form av ammonium. Genom nitrifikation (aerob process) kan bakterier omvandla ammonium till nitrat. Därefter sker denitrifikation som omvandlar nitrat till kvävgas som avgår till atmosfären. (Se vidare kapitel 2 "Kvävets kretslopp").

Kväverening kan utföras antingen som för- eller efterdenitrifikation. Det senare innebär att en nitrifikation där ammonium omvandlas till nitrat sker först i en luftad bassäng. Därefter sker denitrifikationen i en syrefri bassäng. Problemet är att denitrifikationen också kräver organiskt material för att detta ska kunna ske. Halten organiskt material i vattnet är oftast inte tillräckligt hög i det anaeroba steget så därför måste tillförsel av kol ske från en extern källa.

Fördenitrifikation innebär att den anaeroba bassängen kommer först i systemet. Här tillsätts vatten som har passerat någon form av biobädd och på så sätt nitrifierats. Det vatten som leds genom biobädden är vatten som tidigare har passerat genom reningsverket och nu alltså recirkuleras för att understödja denitrifikationen. Fördelen med att ha denitrifikationen först i systemet är att vattnet då har ett tillräckligt innehåll av organiskt material. Nackdelen är att det inte finns kapacitet att recirkulera allt vatten. Det innebär att en del av vattnet passerar genom reningsverket utan att kväverenas alls.

Kväverening genomförs vanligast genom en modifierad aktivslamprocess[27] (se figur 5.2). Nitrifikationsbakterierna, som kräver syrerik miljö, växer till långsamt och därför måste luftningsbassängen göras större vid kvävereduktion än i vanliga fall. För att denitrifikation ska ske måste även en syrefri bassäng finnas. Efter luftning har vattnet lågt innehåll av biologiskt nedbrytbart organiskt material och processen går därför långsamt. Detta problem löses genom att lägga den syrefria bassängen innan luftningen och recirkulera vattnet från luftningen.



Figur 5.2, *Kvävereduktion med fördenitrifikation*

[27] Gryaab, *Nya Rya-Utbyggt för kväverening och ökad kapacitet,* Göteborg: Gryaab, 1998

5.1.4 Slambehandling

De ämnen som avlägsnas från avloppsvatten tas ut från reningsverket i form av ett slam som kräver efterbehandling. Det finns tre orsaker till att behandla slammet. Vatteninnehållet i slammet är mycket stort och en kraftig volymminskning kan därför ske. Slammet är dessutom instabilt eftersom det till stor del består av nedbrytbart organiskt material vilket kan ge upphov till lukt. Den sista anledningen till efterbehandling är att slammet måste renas från tungmetaller, virus, parasiter och bakterier.

Volymminskning kan utföras genom till exempel förtjockning eller förbränning. Stabilisering görs vanligen genom rötning men även våtkompost används.

5.2 Alternativ teknik

5.2.1 Biodammar

5.2.1.1 Allmänt

Biodammar försöker utnyttja en sjös självrenande förmåga. En naturlig nedbrytning av avloppsprodukter till exempelvis koldioxid, nitrat och fosfat eftersträvas med hjälp av aeroba processer[28]. Det nödvändiga syret fås via luftens kontakt med vattenytan och genom algernas fotosyntes. Detta innebär att problem kan uppstå under vintern då den biologiska aktiviteten är låg.

En skillnad på biologiska dammar och övrig konventionell biologisk behandling är att alger, förutom bakterier, har en viktig roll i processen[29]. Algerna utnyttjar näringen i avloppsvattnet för att bilda ny biomassa och syre. Bakterierna däremot bryter ned organiskt material under förbrukning av syre. Det råder alltså en symbios mellan alger och bakterier (se figur 5.3). En balans mellan syreförbrukning och syreproduktion samt överföring av syre från luften eftersträvas.

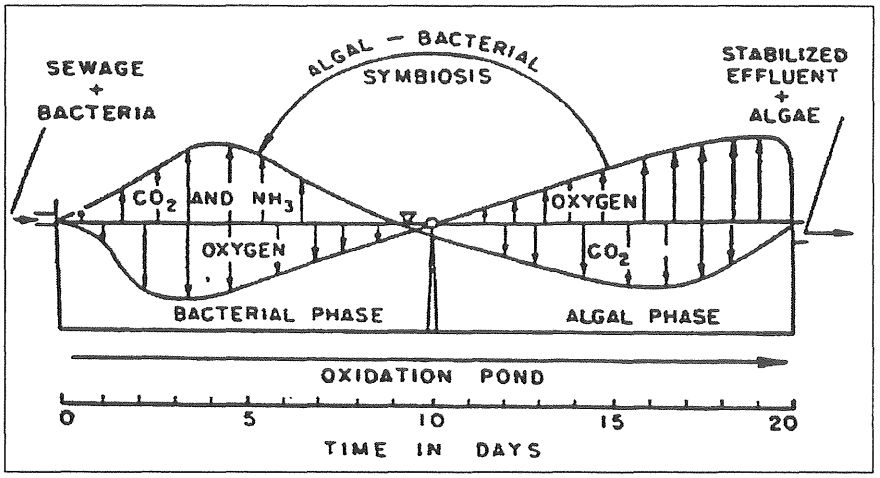
Org. förening + $O_2 \Rightarrow CO_2$ + Närsalter + Energi (Bakteriefas)

Energi + Närsalter + $CO_2 + H_2O \Rightarrow$ Org. Förening + O_2 (Algfas)

---

[28] Persson P O, Nilson L, *Miljöskyddsteknik-kompendium i miljöskydd del 2,* Stockholm: Institutionen för Miljöskydd och arbetsvetenskap KTH, 1993

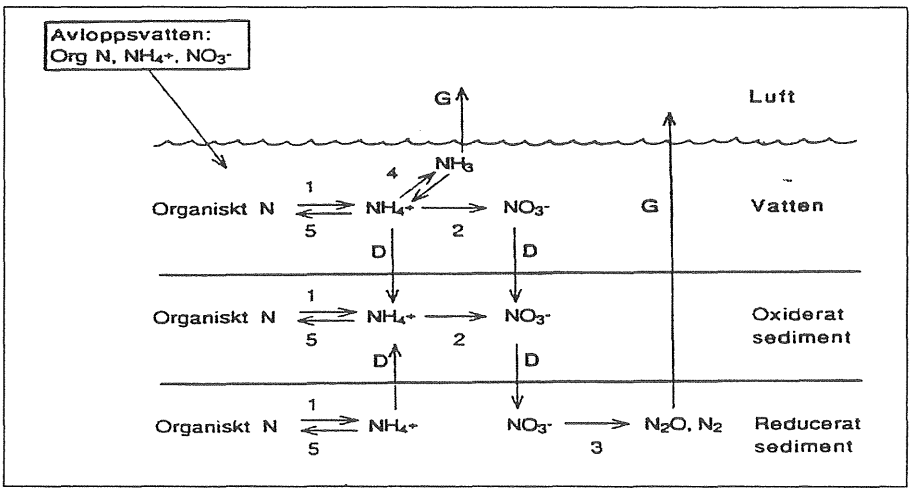
[29] Hedberg T, *Kompendium i vattenbehandling,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH, 1997



Figur 5.3, *Illustration av symbios mellan alger och bakterier i biologiska dammar*[30]

Biodammar är mycket arealkrävande och den total arealen bör delas upp på flera dammar.

I lagringsdammar sker en nitrifikation i vattnet. Det sediment som bildas är både oxiderat och reducerat. Det oxiderande skiktet är mycket tunt och här sker nitrifikation. I det reducerande skiktet sker denitrifikation.



Figur 5.4, *Kvävets omvandling i lagringsdammar*[31]

5.2.1.2 Fakultativa dammar

Det finns anaeroba och aeroba dammar men den vanligaste typen är de så kallade fakultativa[32].

---

[30] Larsson M, *Bevattning med avloppsvatten-Roma nu och sedan,* Kalmar: Institutionen för Naturvetenskap Högskolan i Kalmar, 1995

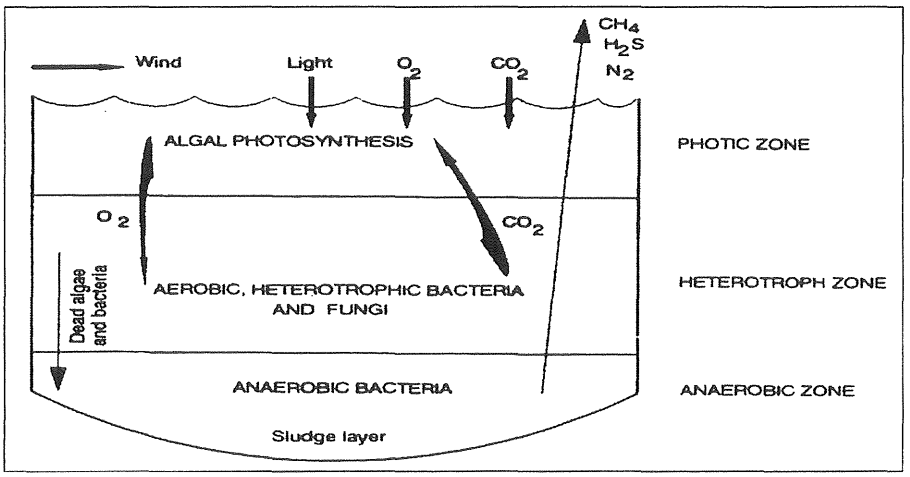
[31] Larsson M, *Bevattning med avloppsvatten-Roma nu och sedan,* Kalmar: Institutionen för Naturvetenskap Högskolan i Kalmar, 1995

[32] Hedberg T, *Kompendium i vattenbehandling,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH, 1997

Den utmärks av att den har ett aerobt skikt i den övre delen av dammen och därunder ett anaerobt skikt. Ett utbyte mellan skikten sker via diffusion och ett mellanliggande skikt, det fakultativa, bildas. Avloppsreningen sker med hjälp av aeroba, anaeroba och fakultativa mikroorganismer[33].

I den aeroba zonen sker fotosyntes av ett stort antal algarter, mestadels gröna och blågröna. Algerna är också inblandade i upptag av näring, till största delen kväve och fosfor. Vissa alger kan fixera kväve men de flesta tillvaratar ammonium och nitrat.

I den mellanliggande zonen bryter heterotrofa bakterier (organismer som inte själva kan producera näring utan lever på färdigberedd sådan) ned organiskt material. Denna aktivitet resulterar i produktion av CO_2 och mikronäringsämnen som är nödvändiga för algtillväxt. Algerna producerar sedan syre som är nödvändigt för de heterotrofa bakterierna. Döda alger och annat fast material sedimenterar till botten där de bryts ned under syrefria förhållanden. Vid denna process bildas gaser som metan (CH_4), svavelväte (H_2S), koldioxid (CO_2) och kvävgas (N_2).



Figur 5.5, *Mikrobiologi i en fakultativ damm*[34]

5.2.2 Våtmarker för rening av avloppsvatten

5.2.2.1 Allmänt

Våtmarker utformas som grunda dammar där växtlighet är tillåten. För rening utnyttjas naturens egna processer som dock måste få tid på sig att verka. De processer som rening av avloppsvatten i våtmarker baseras på

[33] Bitton G, *Wastewater Microbiology,* Gainesville: Department of Environmental Engineering Sciences University of Florida, 1999

[34] Bitton G, *Wastewater Microbiology,* Gainesville: Department of Environmental Engineering Sciences University of Florida, 1999

är sedimentering, växters upptag av näring samt nitrifikation och denitrifikation av kväve[35].

Våtmarker för avloppsvattenrening kan vara modifierade naturliga våtmarker eller artificiella våtmarker (rotzonsanläggningar) och utnyttjas vanligen för vidarebehandling av mindre mängder grovrenat avloppsvatten. För att undvika att de grunda våtmarkerna ska sedimentera igen krävs en rening av vattnet innan det når våtmarken.

De olika metoderna för rening av avloppsvatten med våtmark är alla öppna system vilket innebär att de är klimatkänsliga. Under vinterhalvåret då växternas aktivitet är låg kommer en sämre rening att ske. Den mikrobiella aktiviteten halveras vid en temperatursänkning av 10°C vilket får konsekvenser för såväl nitrifikation som denitrifikation[36].

Problem kan också uppstå om avloppsvattnet innehåller för mycket ammonium, det vill säga att det har en dålig nitrifikation. Effekterna av detta kan bli dålig reduktion av både fosfor och kväve samt lukt beroende på syrebrist.

5.2.2.2 Vegetationens betydelse

Partikulärt material filtreras av växterna, och som tidigare nämnts tas närsalter upp direkt av växter. Om växterna skördas kommer närsalterna försvinna ur systemet men om så inte sker kommer vegetationen att brytas ned under hösten och mycket av det organiska materialet används som kolkälla till denitrifikationen som behöver kemiskt bunden energi. Vegetationens fotosyntes bidrar också till att syresätta vattnet. Växternas ytor mot vattenfasen utgör tillsammans med sedimentytan viktiga miljöer för bakterier. Växterna fungerar som en förstoring av ytan där mikrobiella kvävereduktionsprocesser sker.

5.2.2.3 Naturlig våtmark

Modifierade naturliga våtmarker är system för ytvattenflöde och kan utnyttjas för rening av avloppsvatten och förorenat ytvatten[37]. I våtmarken flödar vattnet långsamt för att bakterier, växter och alger ska hinna bryta ner och ta upp näringsämnen[38]. Partiklar från avloppsvattnet sedimenterar i våtmarken och dessutom binds och ackumuleras näringsämnena fosfor och kväve i växter i våtmarken varför denna bör skördas årligen. Detta gäller särskilt för att upprätthålla en bra fosforreduktion. De två nämnda processerna utgör tillsammans med

---

[35] Häggström S, *Avloppsrening i Hjälm; Rening av avloppsvatten för att minska närsaltutsläppen till Rolfsån,* Göteborg: Kursmaterial Hydrologi vt 1998 CTH, 1998

[36] Wittgren H B, *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten,* Norrköping: Naturvårdsverket Rapport 4365, 1994

[37] Nationalencyklopedin Multimedia , *Version 2.0 sökord: Våtmarker,* Höganäs: Bokförlaget Bra Böcker AB, 1998

[38] Gustavsson A, *Studier av fosfor- och kväveflöden i småskaliga avloppsanläggningar,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH Examensarbete 1995:2, 1995

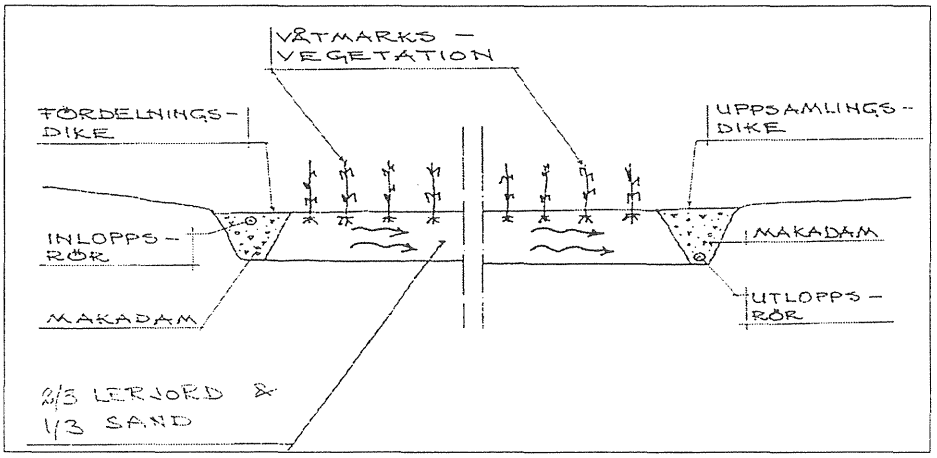
mikrobiell aktivitet i vattenfasen och på växternas ytor de viktigaste reningsprocesserna[39].

Kväveföreningar kan i bottensedimentet reduceras till kvävgas som avgår till atmosfären. Under vissa förhållanden kan våtmarken dessutom i bottens ytsediment binda och på så sätt ta hand om avloppsvattnets tungmetaller.

Fördelar med att använda våtmarker framför annan reningsteknik är att de till stor del sköter sig själva och att anläggningskostnaderna blir små. Nackdelen är att de tar stor plats och att endast en ytterst liten mängd näringsämnen fixeras under den kalla årstiden.

5.2.2.4 Rotzonsanläggning

En rotzonsanläggning är utformad som ett markområde bevuxet med huvudsakligen kärrväxter och kan sägas vara en typ av våtmark[40]. Avloppsvatten från upp till ett par hundra hushåll infiltreras i växternas rotzon. Detta betyder att vattnet kommer att flöda i huvudsak bland växternas rötter och avloppsvattnets näringsämnen tas upp av växterna medan de biologiskt nedbrytbara komponenterna bryts ned av rotzonens mikroorganismer. En skillnad mellan våtmarker och rotzonsanläggningar är alltså att flödet i en våtmark är ytligt medan det i en rotzonsanläggning är i rotzonen.



Figur 5.6, *Principskiss rotzonsanläggning*[41]

[39] Birgersson M, Andersson S, Jansson R, Utter L, *Avloppsrening i stort eller smått,* Göteborg: Projektarbete Göteborgs Universitet , 1997

[40] Wittgren H B, *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten,* Norrköping: Naturvårdsverket Rapport 4365, 1994

[41] Häggström S, *Avloppsrening i Hjälm; Rening av avloppsvatten för att minska närsaltutsläppen till Rolfsån,* Göteborg: Kursmaterial Hydrologi vt 1998 CTH, 1998

5.2.2.5 Översilning

Översilning innebär att vatten periodiskt pumpas ut över ett markområde. Detta kan också anses vara en form av våtmark. Växtligheten tar upp närsalter och denitrifikation äger rum.

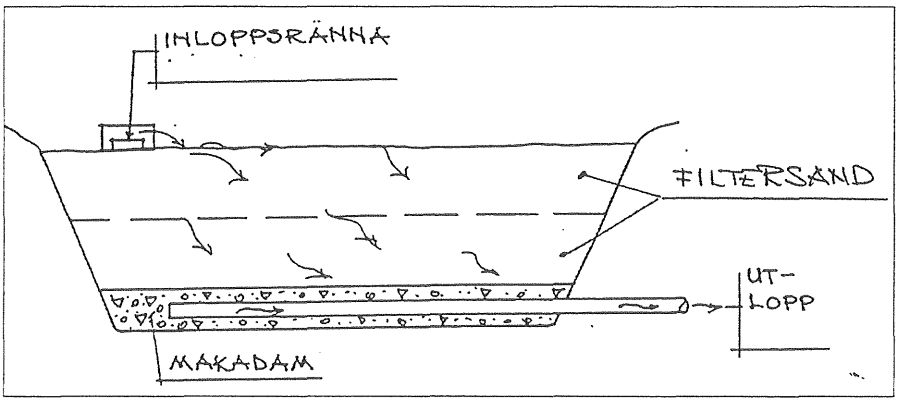
5.2.3 Markbädd

Reningstekniken kan liknas vid infiltrationsanläggningar. Organiskt material bryts ned, fosfor binds kemiskt till jorden och ammonium nitrifieras till nitrat. I en markbäddsanläggning är den totala kvävereduktionen liten. Det ämne som reduceras är främst fosfor.

En markbädd för avloppsvattenrening kan bestå av sand eller sandig jord övervuxen med gräs örter och buskar (se figurerna 5.7 och 5.8). Avloppsvatten fördelas jämt över bädden och växterna tillgodogör sig avloppsvattnets innehåll av näringsämnen och markens nedbrytare sönderdelar spillvattnets biologiskt nedbrytbara material när vattnet infiltrerar genom jorden. En biofilm som drar åt sig näringsämnen bildas på stenkornen i markbädden. En skillnad jämfört med våtmarker är att strömning sker vertikalt i marken.

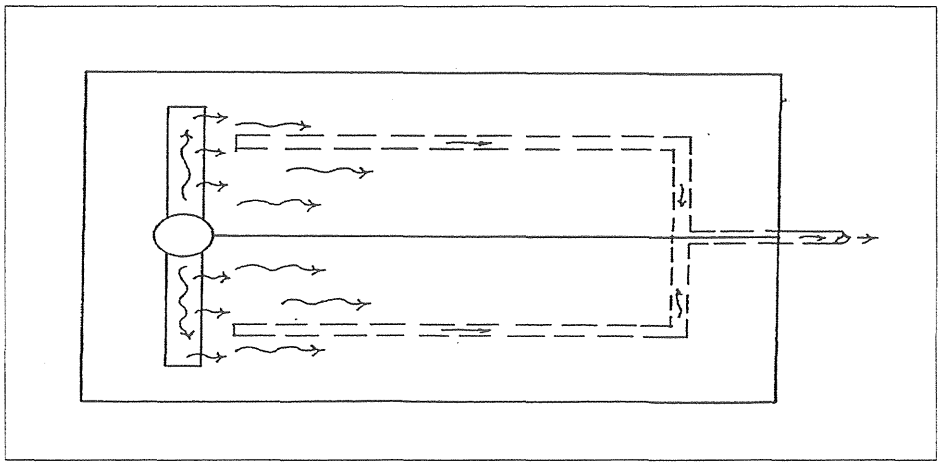
Hur bra reningseffekten blir beror bland annat på avloppsvattnets uppehållstid i bädden. Precis som i fallet med våtmarker är växterna passiva vintertid och reningseffekten minskar därför under vinterhalvåret. Reningseffekten kan också minska om ett för grovt material har valts som markbädd, eller beroende på igensättning på grund av ojämn belastning över ytan. För att undvika igensättning måste också vattnet ha renats innan det sprids över bädden.

Det renade avloppsvattnet avdunstar från bädden eller infiltreras till grundvattnet.



Figur 5.7, *Principskiss markbädd sektion*[42]

[42] Häggström S, *Avloppsrening i Hjälm; Rening av avloppsvatten för att minska närsaltutsläppen till Rolfsån,* Göteborg: Kursmaterial Hydrologi vt 1998 CTH, 1998



Figur 5.8, *Principskiss markbädd plan*[43]

5.2.4 Infiltration

Efter omfattande förbehandling av avloppsvatten fördelas det över ett jordlager bestående av naturliga jordar. Infiltration innebär att avloppsvattnet filtreras ned till grundvattnet genom naturliga jordlager. Naturliga jordar är tätare än en markbädd och därför krävs förbehandling av vattnet för att undvika igensättning. Rening sker genom att en biofilm bildas på jordpartiklarna. Eftersom syrefria förhållanden uppnås i marken kommer denitrifikation att ske och kvävgas avgår till atmosfären. En effektiv rening av både kväve och fosfor uppnås.

5.2.5 Bevattning av energiskog med avloppsvatten

Denna typ av system syftar till att utnyttja behandlat avloppsvatten för bevattning av Salix.

Med energiskog menas arter från släktet Salix (pil, vide och sälg), och det är en mycket bra gröda när det gäller att utnyttja de resurser och näringsämnen som finns i avloppsvatten[44]. Salix behöver också stora kvantiteter vatten. Tack vare en gödande effekt används avloppsvattnet efter viss rening för bevattning av snabbväxande energiskog som senare används som bränsle i värmeverk.

Systemet för bevattning med avloppsvatten beskrivs vidare i kapitel 6 "Bevattning med avloppsvatten".

---

[43] Häggström S, *Avloppsrening i Hjälm; Rening av avloppsvatten för att minska närsaltutsläppen till Rolfsån,* Göteborg: Kursmaterial Hydrologi vt 1998 CTH, 1998

[44] Tekniska kontoret (1998), *Kretsloppet i Kågeröd-Hur avloppsvatten blir bioenergi,* Tekniska kontoret Svalövs kommun, Svalöv

6 Bevattning med avloppsvatten

6.1 Allmänt

En ökad urbanisering innebär ökade mängder avloppsvatten i storstadsområdena och det leder till problem när detta rinner ut i sjöar och vattendrag. Av denna anledning används avloppsvatten nu för bevattning av vissa grödor på flera håll. Tanken är att avloppsvatten ska ses som en resurs och att näringen i det ska tillvaratas. Dessutom minskar användningen av handelsgödsel och eutrofiering av sjöar och vattendrag. Det diskuteras dock om det är lämpligt att använda avloppsvattnet för bevattning eftersom det innebär en smittospridningsrisk. Det är inte bara vattnet som ska ses som en resurs, även sedimentet som bildas på dammarnas botten innehåller näring. Dock kan det vara så att sedimentlagret är för tunt och nybildas i en så långsam takt att användandet av detta är orealistiskt. Förhoppningen i den studerade anläggningen i Rådanefors är dessutom att näringen ska frigöras från bottensedimenten vilket i så fall innebär att det är ointressant.

I Sverige finns en vägledning för bevattning av avloppsvatten. Den säger att bevattning av grödor som ska ätas i rått tillstånd ej får ske, och att den bevattning som utförs på övriga grödor ska upphöra en viss tid före skörd så att eventuella smittoämnen avdödas i tillräcklig utsträckning[45].

Genom att använda renings- och lagringsdammar på det sätt som sker till exempel i Rådanefors för att producera ett användbart bevattningsvatten är det naturligt att anlägga dammarna i anslutning till det område som ska bevattnas. Det innebär minskade kostnader för rör och anläggning samt kortare transporter.

Utbyggnad av bevattningsanläggningar sker normalt från redan befintliga reningsanläggningar i form av biodammar.

6.2 Kvalitet

Vattenkvaliteten varierar från område till område och det gör även kravet på vattnet. Det beror på till vad vattnet ska användas om det ska betraktas som dugligt. Avloppsvatten innehåller mycket patogener och deras tålighet är tillräcklig för att utgöra en källa till infektioner hos människor. En annan viktig parameter är den totala saltkoncentrationen i vattnet. Tillväxten är beroende av den och dessutom kan en ackumulering av salt

[45] Gustafsson M, *Bevattning med avloppsvatten- ett sätt att sluta kretsloppet mellan stad och land?*, Uppsala: Institutionen för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, 1998

ske i marken, så kallad försaltning[46]. Saltkänsligheten varierar dock mellan olika grödor.

Spårämnen som till exempel koppar finns i nästan allt vatten men i mycket låga koncentrationer. De flesta spårämnen är nödvändiga i låga doser men skadliga i höga, de är så kallade mikronäringsämnen. I avloppsvatten kan de dock förekomma i högre koncentrationer och det kan leda till ackumulering av dessa ämnen i ytskiktet av den bevattnade marken vid upprepad bevattning. I Rådanefors är bara hushåll kopplade till dammsystemet. Det ger ett avloppsvatten som har ett mycket lågt innehåll av tungmetaller eftersom inget industrispillvatten kommer in i systemet.

6.3 Vattenbehov

Bevattningsbehovet bestäms av nederbörd, avdunstning, markens sammansättning och grödan. Under torrår ökar givetvis behovet av vatten vilket innebär att annan bevattning måste göras om så är nödvändigt eller att ett urval bland bevattnade ytor görs. Om det däremot regnar mycket måste dammarna bräddas.

En god vattentillgång är av vikt för växten för att brist innebär att växten måste hushålla med vatten. Det innebär att klyvöppningarna stängs för att motverka transpiration. Detta reducerar möjligheten till fotosyntes.

6.4 Metoder för bevattning

För att använda avloppsvatten till bevattning krävs en noggrann planering och kontroll. Olika bevattningsmetoder kräver olika grad av rening och lämpar sig mer eller mindre bra för bevattning med avloppsvatten.

Ytbevattning innebär att hela markytan täcks med vatten. Vanligtvis är inte detta någon bra metod för bevattning eftersom risken för igensättning av marken är stor.

Spridarbevattning är en effektivare bevattningsmetod när det gäller vattenhushållning, men den innebär också en större hälsorisk eftersom vattnet kan transporteras med vinden. Utrustningen som används för spridarbevattning är också känslig för partiklar i vattnet vilket innebär att vattenkvaliteten påverkar mer än vid ytbevattning.

Val av bevattningsmetod styrs bland annat av vilken gröda som ska bevattnas, markens sammansättning och potentiell risk för arbetare och miljö.

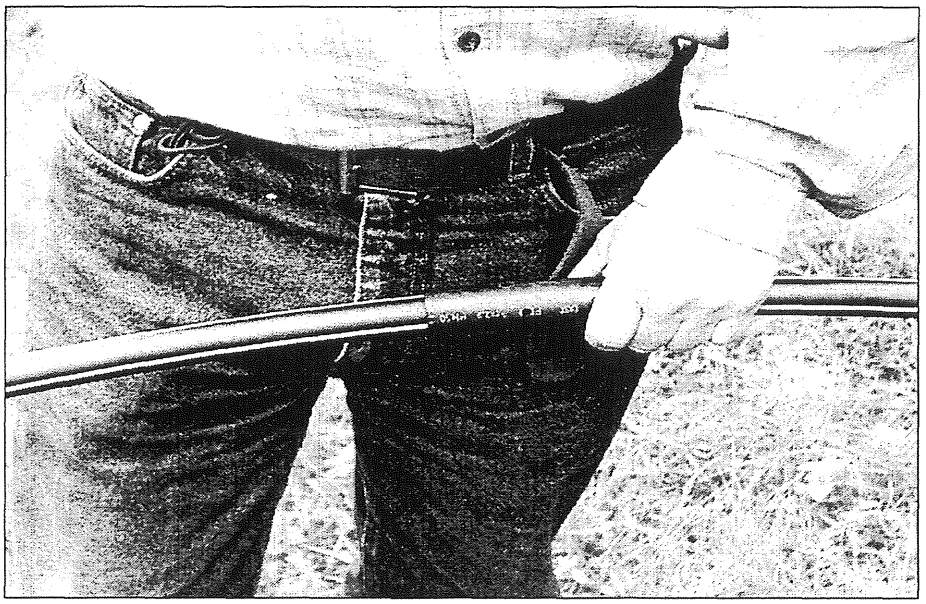
---

[46] Gustafsson M, *Bevattning med avloppsvatten- ett sätt att sluta kretsloppet mellan stad och land?*, Uppsala: Institutionen för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, 1998

6.5 Hygien

Det finns ett antal olika möjliga spridningsvägar för humanpatogener. Den första och mest uppenbara är vid direktexponering till exempel om någon råkar falla i dammarna. Det kan också tänkas att avloppsvattnet läcker ut till grundvattnet vilket kan vara riskfyllt om en grundvattentäkt finns i området. Exponering via djur som har varit i kontakt med vattnet är en tredje möjlighet. Man bör även beakta risker vid själva bevattningen. Vid till exempel sprinklerbevattning bildas aerosoler som kan sprida smittor lång väg.

I Rådanefors finns givetvis en risk att falla i dammarna. Dock är området inhägnat så den torde vara minimal för andra än driftspersonal. Läckage till grundvatten är inte heller troligt eftersom dammarna är konstruerade av en mycket tät lera. Djur är däremot i kontakt med vattnet i Rådanefors. Kor betar både i direkt anslutning till dammarna samt på den mark som bevattnas. Vid själva bevattningen används ingen metod som kan sprida aerosoler långväga. En slang som är delvis perforerad används och flödet ut genom perforeringen kan justeras genom att vrida den överlappande slangen (se figur 6.1)



Figur 6.1, *Bevattningsslang som används i Rådanefors*

6.5.1 Indikatororganismer

6.5.1.1 Escherichia coli

Colibakterien förekommer rikligt i nedre delen av tarmen hos människor och ett flertal djurarter och orsakar normalt inte sjukdom men vissa stammar bildar toxiner (gifter) och ger därigenom upphov till diarréer. Flertalet urinvägsinfektioner förorsakas också av colibakterien. Får bakterien tillfälle att växa i till exempel bukhålan eller blodbanan

uppkommer livshotande bukhinneinflammation eller blodförgiftning (sepsis).

Om colibakterier förekommer i vatten är det ett tecken på förorening med tarminnehåll. Ett viktigt moment för att bedöma vattenkvalitet är därför att bestämma halten av colibakterier. Strandbadvatten räknas som otjänligt om det innehåller mer än 1000 colibakterier per 100 ml. Dricksvatten skall vara helt fritt från colibakterier.

6.5.1.2 Koliforma bakterier

Koliformer finns vitt spridda i naturen och många av dem återfinns också i tarmen hos människor. Alla koliformer kan växa till vid temperaturer upp till 37°C. Termostabila eller fekala koliformer som kan växa vid temperaturer upp till 44°C förekommer också.

Om koliformer kan påvisas i vatten anser man att det föreligger risk för att det är förorenat av sjukdomsalstrande mikroorganismer från avföring. Termostabila koliformer är en mer definitiv indikation på färsk förorening och används därför med ett strängare gränsvärde än för övriga koliformer. Man accepterar till exempel upp till tre koliformer per 100 ml dricksvatten men inte en enda termostabil koliform. Närvaro av koliformer betyder inte nödvändigtvis att vattnet är fekalt förorenat eftersom det finns koliformer som kan leva utanför människans tarm. Därför brukar man vid ett positivt svar på en koliformanalys i ett andra steg undersöka om de koliformer man funnit verkligen kommer från avföring genom att specifikt analysera efter tarmbakterien Escherichia coli. Den kan bara, som nämnts i tidigare stycke, växa i tarmen hos människor och djur. Om denna bakterie kan påvisas anses förekomst av fekal förorening bevisad.

6.5.1.3 Sulfitred. Clostridier

Clostridium är ett släkte av anaeroba stavformade bakterier. Flertalet arter förekommer normalt i jord och i tarmkanalen hos människor och djur. Släktet innefattar också viktiga sjukdomsframkallande arter som ger upphov till livshotande tillstånd som till exempel botulism, gasbrand och stelkramp. Toxinbildning är ett framträdande drag hos dessa clostridier.

6.5.2 Tillåtna värden

WHO rekommenderar att det får finnas fekala koliformer i halter av <200st/100 ml eller <1000st/100 ml för användning av avloppsvatten till bevattning beroende på vilken gröda det gäller. I Rådanefors gäller 1000st/100ml eftersom det inte handlar om bevattning av livsmedel. För resultat av bakterieanalys se bilaga B eller tabell 8.8.

6.5.3 Desinfektering

För att avdöda bakterier kan man exempelvis lagra vattnet i dammar under lång tid. Denna metod är tillförlitlig och enkel, dock kräver den stora lagringsvolymer. Vissa virus och parasitägg med lång överlevnad kan behöva andra behandlingsmetoder än enbart långtidslagring[47].

En hög temperatur minskar också överlevnaden hos de flesta bakterier. Det är något som man bör ha i åtanke vid långtidslagring i ett kyligt klimat som Sveriges.

En annan metod är att desinfektera vattnet med UV-ljus. Vattnet behandlas då med UV-ljus till exempel när det pumpas mellan dammar. UV-ljus och solljus inaktiverar mikroorganismer genom att skada arvsmassan.

Avdödning kan också ske med kemikalier. Kalk är till exempel effektivt men andra kemikalier som exempelvis klor är inte aktuella i kretsloppssammanhang.

---

[47] Albihn A, Stenström T A: *Systemanalys VA-Hygienstudie,* Uppsala: VAV AB VA-Forsk Rapport 1998-16, 1998

7 Rådanefors kretsloppsanläggning

7.1 Allmänt

Rådanefors är ett litet brukssamhälle, som förr hade ett järnbruk, i Färgelanda kommun i Dalsland. Totalt bor cirka tvåhundra personer i samhället varav ett fyrtiotal är anslutna till det lokala reningsverket. Sommartid uppgår antalet anslutna personer till sextio. Tidigare var reningsverket ett konventionellt trestegsverk med mekanisk, biologisk och kemisk rening som släppte ut det renade vattnet i Rådanesjön men från 1995 drivs det som en kretsloppsanläggning där avloppsvattnet används för bevattning av åkermark.

Den drivande kraften bakom projektet är Jan Öhman som har en bakgrund som ingenjör i byggbranschen och arkitekt. Han ser sig själv i första hand som samhällsbyggare. Redan under 1970-talet dök tankar om en ekoby i Rådanefors upp. Dessa tankar ledde så småningom fram till den projektidé gällande alternativ avloppsrening som Öhman presenterade för Färgelanda kommun 1993. Driften lades om 1995 och i nuläget är kommunen ansvarig för ledningsnätet men när vattnet når reningsverket börjar Öhmans ansvarsområde[48].

Rådaneforsprojektet, som är ett av landets första kommunala kretsloppsavlopp, syftar till att bygga om det gamla reningsverket till att ingå som första steg i ett kretslopp för avloppsvatten. Detta uppnås genom att det tredje steget vid konventionell rening, det kemiska, har tagits bort och istället ersatts med dammar[49]. Den stora förändringen från konventionella reningsverk ligger i att närsalterna samlas upp i en stor dammanläggning för att användas till gödning i jordbruket med hjälp av bevattning.

Det vatten som leds till reningsverket är hushållsspillvatten samt inläckande vatten. Det dricksvatten som används är kommunalt undantaget ett hushåll som använder en egen brunn.

I dammarna ska avloppsvattnet lagras för att reducera patogeninnehållet samtidigt som reduktionen av närsalter inte får bli för stor. Genom att använda avloppsvatten för bevattning av jordbruksgrödor vill man ta till vara näring i form av kväve och fosfor. Totalt handlar det om fyra dammar som tillsammans ska kunna ta emot 8000 m^3 vatten. Detta för att vinterlagring och alla mycket regn ska kunna klaras av. Inga utsläpp från dammarna till recipient görs annat än vid mycket höga flöden då bräddning från dammarna sker. Bräddningen görs dock inte direkt till

[48] Öhman J (1999), Studiebesök Rådanefors 1999-06-17
[49] Wikehult C et. al, *Kretslopp med avlopp?*, Göteborg: Göteborgs Universitet Projektarbete Vatten och vattenvård HT96, 1996

recipienten utan till skogsområden mellan dammarna. Från den bevattnade åkermarken dräneras vatten till Rådanesjön via diken.

7.2 Teknisk beskrivning

Tidigare bestod reningen av mekanisk-, biologisk-, och kemisk rening. För fällning av fosfor användes aluminiumklorid. Därefter släpptes det renade vattnet ut i den del av Rådanesjön som kallas Bruksviken. Den kemiska reningen är nu borta och har ersatts av ett dammsystem bestående av tre seriekopplade stabiliseringsdammar. En fjärde damm finns för att användas i framtiden då antalet anslutna användare förväntas öka. Dammarna är utgrävda i en fin och förmodligen tät lera. Förmodligen underlagras leran av morän[50]. Runt dammarna finns en riklig växtlighet delvis bestående av träd som bidrar till att stödja dammvallarna och förhindra erosion. Växtligheten är dock inte så tät och hög att ljus hindras från att falla in över dammarna.

Så lite ingrepp som möjligt har gjorts i det gamla reningsverket under ombyggnaden. Möjligheter finns att till exempel använda den gamla tanken för aluminiumklorid till kalk om det visar sig nödvändigt att tillsätta det till avloppsvattnet[51]. Vid pH-värden över 11 sker en snabb inaktivering av bakterier. Detta utnyttjas vid fällning av fosfor med kalk[52].

7.2.1 Inomhus

Vattnet leds in i reningsverket och cirkulerar i ett antal bassänger i omväxlande syrefattig och syrerik miljö. Syftet med den rening som äger rum inomhus är att mineralisera det organiska avfallet med hjälp av bakterier[53]. Ett tecken på att detta fungerar är att endast en liten mängd slam bildas i bassängerna. Dessutom sker en betydande reduktion av patogener i inomhusdelen. Teoretisk uppehållstid för inomhusdelen varierar mycket beroende på inflöde och kan enligt Jan Öhman vara upp till 10 dygn likaväl som det ibland är under 1 dygn.

Vattnet leds först in till ett magasin som ska utjämna dygnsflödet. Omrörning sker här för att motverka sedimentation. Därefter kommer det första anaeroba steget, som är uppdelat på två bassänger med parallell inpumpning för aktivering av bakterier och organisk substans. Här fälls

---

[50] Arrhenius Å et al., *Alternativ avloppsrening-en studie med det kretsloppsanpassade Rådaneforsprojektet i centrum,* Göteborg: Projektarbete Vatten och vattenvård HT95 Göteborgs Universitet, 1995

[51] Arrhenius Å et al., *Alternativ avloppsrening-en studie med det kretsloppsanpassade Rådaneforsprojektet i centrum,* Göteborg: Projektarbete Vatten och vattenvård HT95 Göteborgs Universitet, 1995

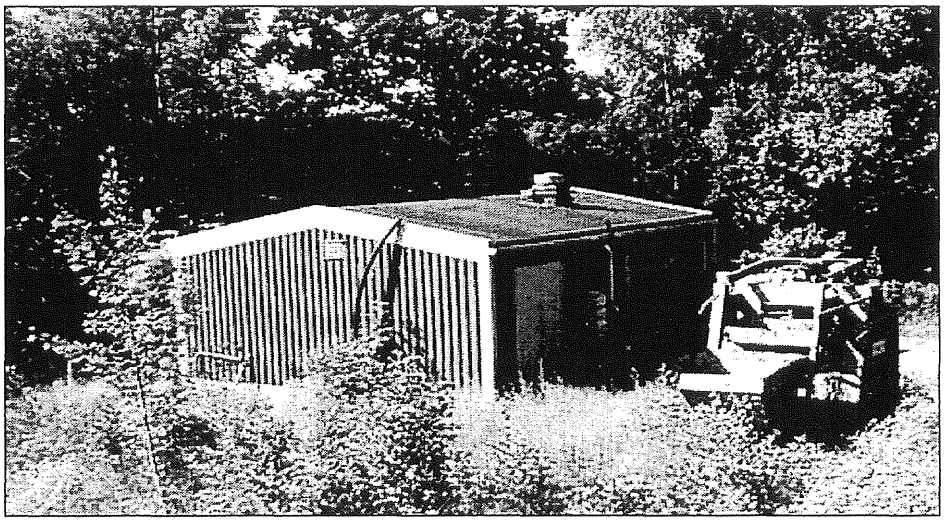
[52] Hedberg T, *Kompendium i vattenbehandling,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH, 1997

[53] Öhman J, *Årsrapport för Rådanefors reningsverk,* Rådanefors: Färgelanda kommun miljö- och hälsoskydd, 1998

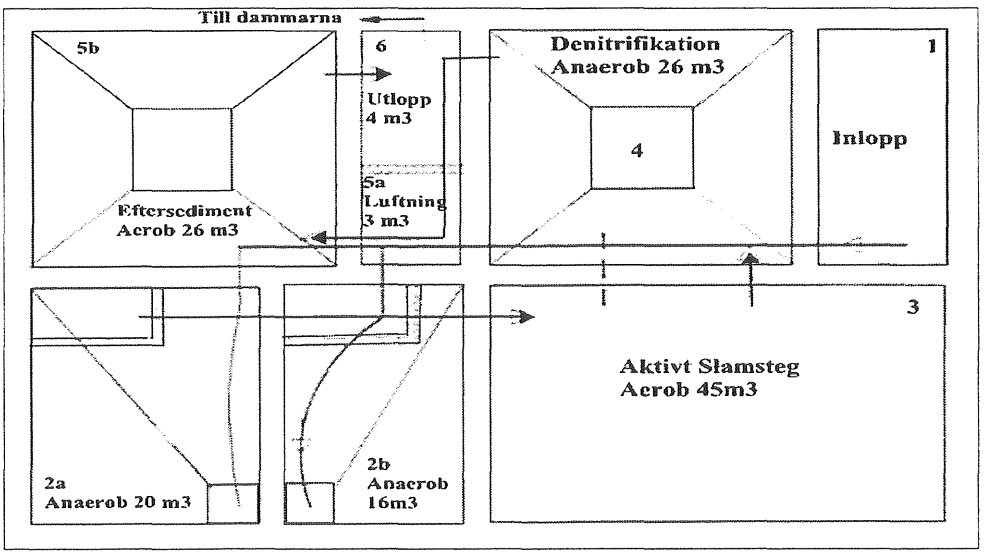
metallsulfider ut och en stor patogenreduktion sker. Det sediment som uppkommer här är otjänligt och betraktas som miljöfarligt avfall.

Steg tre är aerobt. Aktivt slam från steg fyra tillförs. En mineralisering av fosfor, kväve och kalium sker, samt även här en patogenreduktion. Ammonium omvandlas till nitrat för steg fyra som är anaerobt och innebär en fortsatt mineralisering av närsalter samt denitrifikation. Luftning sker från sidan för att få rotation på vatten. Detta ökar kontakten mellan bakterier och slammet så att bakterierna kan bryta ner organiska föreningar.

Därefter sker en slutlig mineralisering och sedimentation i steg fem. Från detta steg förs vattnet vidare till en utloppsbassäng och sedan ut till dammsystemet.



Figur 7.1, *Reningsverket*

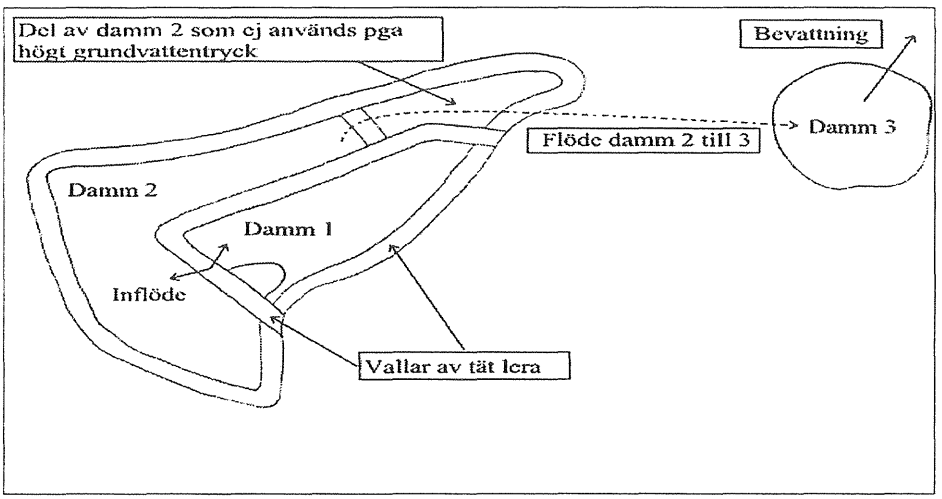


Figur 7.2, *Planskiss över reningsverket*

7.2.2 Utomhus

7.2.2.1 Planerad drift

Efter reningen inomhus leds vattnet ut till dammsystemet. Här ska närsalter hållas i lösning och patogener reduceras ytterligare. För patogenreduktion krävs en lagringstid av 3-6 månader. Totalt har dammarna en lagringskapacitet av 8000 m^3. Närsalterna omvandlas till en del till växt- och djurplankton, och till en del ligger närsalterna kvar i lösning på grund av skiktningen av vattnet i dammarna. I dammarna uppkommer ett slam som tack vare metallreduktionen inomhus är avgiftat och kan därför utnyttjas som gödningsmedel på åkermark. Detta har dock ännu inte skett.

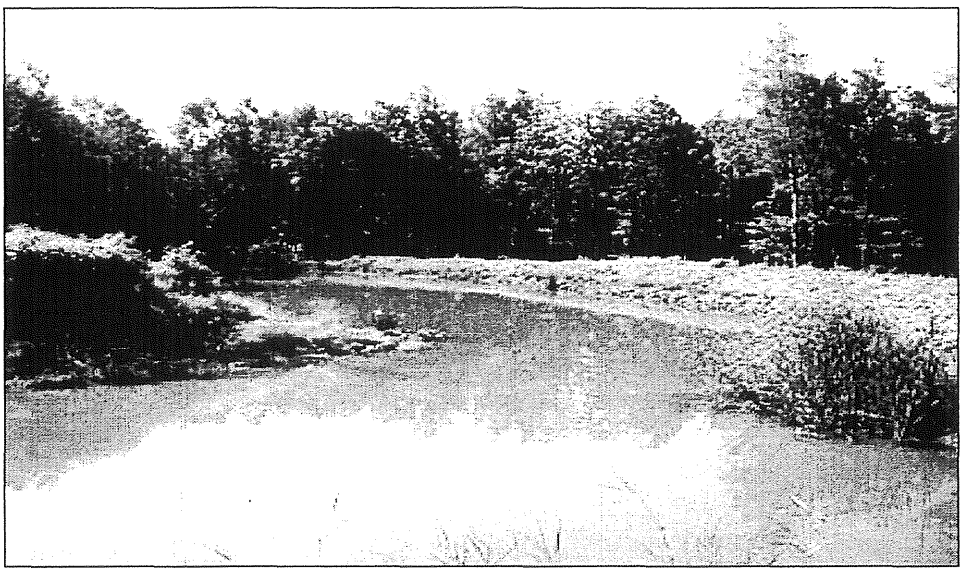


Figur 7.3, *Principskiss över dammsystemet*

I den första dammen gynnas främst växtplankton. Växtplankton lever på näringslösningen och algmassa bildas. Damm 1 har en yta av 1200 m^2 och djupet är 1,7 m förutom på ett par punkter där djupet uppgår till 2,5 m. Uppehållstiden i dammen som också fungerar som vintermagasin planeras till 90 dagar.

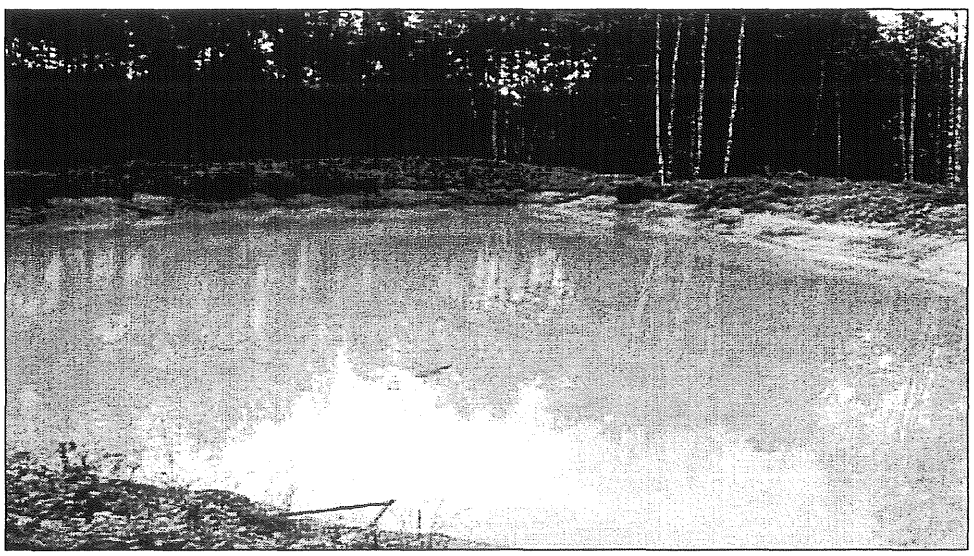
Figur 7.4, *Damm 1*

Damm 2 gynnar istället djurplankton som lever på den algmassa som bildades i den första dammen. Ytan är 2500 m^2 och djupet är även här 1,7 m men det finns precis som i damm 1 djupare punkter. Eftersom dammen är större blir också uppehållstiden större och planeras till 120 dagar. Här magasineras vatten från senhösten till våren då växtsäsongen börjar igen. Från dammens utlopp tas vatten för bevattning av grödor som foderspannmål och vallväxter. I damm 2 sker förmodligen den största reduktionen av patogener och näringsämnen.



Figur 7.5, *Damm 2*

Damm 3 är 1200 m^2 och djupet är 9 m. Uppehållstiden är precis som i första dammen 90 dagar. Från dammens utlopps tas vatten till bevattning av grödor och betesmark.



Figur 7.6, *Damm 3*

Damm 4 ska användas som ett utjämningsmagasin vid stora flöden. Om bräddning är nödvändig sker den härifrån eftersom systemets renaste

vatten finns här. Tanken är att vatten som når hit ska vara lika rent som badvatten.

7.2.2.2 Praktisk drift vid tidpunkt för studiebesök - juni 1999

Vid studiebesök på anläggningen framkom att den tänkta driften inte har kunnat följas ordentligt. Detta beror bland annat på att flödet till anläggningen har varit mycket större än beräknat beroende på mycket nederbörd, anslutning av vissa stuprännor och stort inläckage till ledningsnätet. Detta har fått till följd att dammarna har gjorts djupare än vad som var tänkt från början. Dessutom finns inget kontinuerligt flöde mellan dammarna i nuläget. Damm 1 är uppfylld och där lagras vattnet nu utan ytterligare tillförsel. Istället är det nu damm 2 som fylls på. Från damm 2 förs vattnet vidare till den tredje dammen där vattnet lagras tills det används för bevattning. För tillfället sker alltså inget kontinuerligt flöde mellan damm 2 och 3. Tömning sker när den andra dammens lagringskapacitet på 2500 m^3 har fyllts upp och vid detta tillfälle töms hela dess innehåll till damm 3. Detta innebär att vattnet i damm 2 lagras i cirka två till tre månader innan det töms. I damm 3 kan två fulla tömningar från den andra dammen lagras, det vill säga ungefär 5000 m^3. Om inte denna lagringskapacitet är tillräcklig, samtidigt som bevattningsbehovet inte är stort nog, måste bräddning ske.

En annan förändring är att damm 2 har gjorts mindre än vad som från början var tänkt, beroende på att man vid utgrävningen av dammarna stötte på ett kraftigt grundvattenupptryck i en del av den tänkta dammen. Se figur 7.3

Damm 4 var vid tillfället för studiebesöket tom. Den är tänkt att användas då antalet anslutna användare till reningsverket i framtiden förväntas uppgå till 200 personer.

De grödor som odlades för tillfället är inte heller som planerat foder och livsmedel. För närvarande bevattnas betesmark för kor.

7.2.3 Bevattning

På åkermarken sker den slutliga reningen genom att näringslösningen tillgodogörs av växter. Vattnet sprids på åkermarken med översilning genom ett inre grovfördelande rör och ett yttre finfördelande spridningsrör. För bevattning används fem slangar som läggs med trettio meters mellanrum på den yta som ska bevattnas. (Se figur 6.1) Jan Öhman berättade vid ett studiebesök på anläggningen att han har tvingats bevattna skogsmark mellan dammarna vid enstaka tillfällen på grund av begränsad lagringskapacitet i dammarna.

7.3 Tidigare undersökningar

Kretsloppsanläggningen i Rådanefors har tidigare undersökts av elever på kursen Vatten och vattenvård vid Göteborgs Universitet. Av de

slutsatser som drogs vid en undersökning gjord i början av november 1996[54] märks bland annat att koncentrationen av närsalter, patogener och plankton är betydligt lägre i damm 3 än i damm 1 och 2. Orsaken är troligen att en kraftig reduktion av närsalter sker i damm 2. Dessutom gjordes iakttagelsen att ingen av dammarna var skiktad med avseende på temperatur eller syrehalt. Syrefria bottnar som har varit önskvärt för att hålla fosfor i lösning fanns alltså inte i någon av dammarna. Vid syrefria förhållanden hålls fosfor i lösning istället för att bindas till järn. Möjligtvis är det annorlunda vintertid då ett språngskikt antagligen kommer att bildas och under detta är det möjligt att syrefria förhållanden kan uppstå. Syftet att hålla närsalterna i lösning uppfylldes ej heller vid provtagningstillfället. Däremot var reduktionen av närsalter omfattande.

Dessa resultat överensstämmer inte med de resultat som mätningarna som gjordes för detta examensarbete visar. Då påvisades syrefritt bottenvatten i dammarna. Detta beror sannolikt på att mätningarna för examensarbetet gjordes under sommaren till skillnad från projektarbetet som utfördes i november då en omblandning kan ha skett.

En annan slutsats som drogs i undersökningen från november-96 var att om man vill hålla näring i lösning kanske detta måste ske till priset av ett ökat innehåll av patogener. Det finns två sätt att minska reduktionen av näringsämnen. Det första är att minska lagringstiden, vilket leder till ett ökat patogeninnehåll, och det andra är att minska kontaktytan mellan syrefattigt och syrerikt vatten.

En undersökning på motsvarande kurs 1995[55] visar att det finns risk för syresättning av vattnet under våromblandningen. Det diskuteras också om vissa växter kan få svårt att överleva på grund av de stora vattenståndsvariationerna. Enligt undersökningen föreligger risk för erosion i dammarna.

---

[54] Wikehult C et. al, *Kretslopp med avlopp?*, Göteborg: Göteborgs Universitet Projektarbete Vatten och vattenvård HT96, 1996

[55] Arrhenius Å et al., *Alternativ avloppsrening-en studie med det kretsloppsanpassade Rådaneforsprojektet i centrum,* Göteborg: Projektarbete Vatten och vattenvård HT95 Göteborgs Universitet, 1995

8 Resultat och utvärdering av mätningar

8.1 Inledning

Förväntat närings- och metallinnehåll i avloppsvattnet redovisas i tabell 8.1 för att ge ett underlag för bedömning av rimligheten i resultaten[56]. Värdena i tabellen anger förväntade halter i det vatten som kommer in till reningsverket. Antagen vattenförbrukning för hushåll i Färgelanda kommun är 120 l/p,d[57] sedan förluster adderats till specifik hushållsförbrukning. Det visar sig att inkommande halter av kväve och fosfor till reningsverket (se tabell 8.5 och 8.6) stämmer bra med förväntade halter när inläckaget bedöms vara litet, det vill säga vid ett rent hushållsspillvatten. Detta gäller de två första dagarna i provserie 1 som följde på en tids torr väderlek vilket betyder en liten spädning av hushållsspillvattnet. Tungmetallerna förväntas finnas i relativt höga halter i det inkommande vattnet jämfört med vad som verkligen har uppmätts i dammarna. Det betyder att det antingen är ett lägre innehåll än förväntat i det vatten som når reningsverket eller att en reduktion sker.

Tabell 8.1, *Förväntat innehåll av näringsämnen och metaller i hushållsspillvatten vid en antagen vattenförbrukning av 120 l/p,d*

Parameter	Urin	Fekalier	BDT	Totalhalt (mg/l)
Totalkväve g/p,d	11	1,5	1,0	112,5
Totalfosfor g/p,d	1,0	0,5	0,3	15
Bly mg/p,d	0,024	0,020	3,0	0,025
Koppar mg/p,d	0,10	1,1	6,0	0,06
Zink mg/p,d	0,47	11	50	0,51
Krom mg/p,d	0,044	0,020	5	0,04
Nickel mg/p,d	0,14	0,074	3,0	0,027
Kvicksilver mg/p,d	0,001	0,063	0,06	0,001
Kadmium mg/p,d	0,0024	0,01	0,60	0,005

[56] Kärrman E et al, *Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall,* Stockholm: VA-forsk rapport 1999-15, VAV, 1999

[57] VA-Verk 1997, *Statistiska uppgifter över kommunala vatten- och avloppsverk,* Stockholm: Statistik VAV S97, 1999

8.1.1 Praktiskt fältarbete

Analyser har i första hand gjorts på det vatten som används till bevattning eller vatten som bedöms som likvärdigt med detta för att undersöka om det primära målet med näring i vattenlösning är uppfyllt i det sista steget.

För att svara på hur näringsämnena omvandlas i systemet gjordes analyser även på övriga typer av vatten. Både det vatten som kommer in till reningsverket och det vatten som lämnar det har analyserats.

Analyserna av näringsämnen omfattar ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-), totalkväve, fosfat (PO_4^{3-}) och totalfosfor. Anledningen till att kväve och fosfor analyseras på olika platser i systemet är att det då går att se hur näringsämnena omvandlas genom systemet.

Om det finns höga halter av tungmetaller i vattnet kommer dessa att föras ut på åkermarken och anrikas där eller tas upp av växter och djur. För att svara på om så är fallet har analyser av ett antal tungmetaller gjorts. De valda metallerna för analys är bly, koppar, zink, krom, nickel, kobolt, kadmium och kvicksilver.

Motsvarande gäller för bakterier. Finns höga halter bakterier i det vatten som sprids på åkermark är smittospridningsrisken stor.

För ge ett ytterligare underlag att förklara vad som händer med kväve och fosfor i dammarna mättes syre, temperatur och pH.

8.1.2 Provtagningsplan

En första provtagningsserie (provserie 1) genomfördes under v28 sommaren 1999. Därefter gjordes kompletterande mätningar i september (provserie 2). Vid det första tillfället analyserades kväve- och fosforparametrar samt bakterier. Förutom kväve och fosfor analyserades även tungmetaller vid andra tillfället. I september startades även flödes- och nederbörsmätningen.

8.1.2.1 Kväve och fosfor

Kväve analyserades i form av nitrat, ammonium och totalkväve medan de aktuella parametrarna för fosfor var fosfat och totalfosfor. I damm 1 fanns en provtagningspunkt medan tre mätpunkter användes i damm 2. Proverna togs i inloppet och utloppet till damm 2 och en tredje punkt placerades i dammens mitt. (Se figur 8.1)

Dessutom togs prover på olika djup i båda dammarna. Ett prov cirka 0,5 meter under ytan och ett prov nära botten. På detta sätt erhölls med säkerhet ett prov från vardera eventuella skikt.

I damm 3 var tanken att ta ett prov så nära uttaget av bevattningsvatten som möjligt. Detta försvårades dock av anledningar som beskrivs i kapitel 8.3 "Provserie 1".

Dessa prover kompletteras senare med stickprov på kväve och fosfor i vattenfas.

8.1.2.2 Tungmetaller

Det vatten som används till bevattning på åkermark kontrollerades så att det inte innehöll för höga halter av tungmetaller. Därför togs vid ett provtagningstillfälle i september ett antal stickprover för att försäkra att så inte var fallet.

8.1.2.3 Bakterier

För att kontrollera dammarnas patogenreduktion togs ett stickprov på bakterier i det utgående vattnet i damm 3 vid första provtillfället i juli.

8.1.2.4 Syre, pH och temperatur

Dessa parametrar mättes med enkel digital utrustning och gick fort att göra. Tanken var att mäta tillräckligt många punkter och på flera djup för att en eventuell skiktning skulle upptäckas. En så tydlig bild av dammarna som möjligt eftersträvades. Mätningar gjordes i damm 2 och 3 vid båda provtagningarna.

8.2 Flödesmätning

8.2.1 Förutsättningar

Med anledning av det stora inläckaget till ledningsnätet som både Färgelanda kommun och Jan Öhman har observerat genomfördes en mätning av inflödet till reningsverket. Färgelanda kommun har undersökt ledningsnätet och konstaterat att det är dåligt. Mätningen gjordes genom att kontrollera pumpens (i reningsverkets första bassäng) gångtid under ett antal veckor. I samband med flödesmätningen genomfördes också en nederbördsmätning i Rådanefors. Sambandet mellan nederbördsmängd och variationer i inflöde är intressant. Förhoppningen var att vädret under mätperioden skulle variera så att både torra och nederbördsrika perioder kunde studeras.

Under första mätperioden som pågick i tre veckor ökade inflödet till reningsverket på grund av en tids regn. Efter två veckor hade det slutat regna och en hel vecka utan nederbörd förväntades. Det innebar att en fördröjningskurva förhoppningsvis kunde uppmätas. Tyvärr uppstod ett fel under mätningen som innebar att mätningen bara hade fungerat under första veckan. Därför gjordes veckan efter en kompletterande mätning under ytterligare en veckas tid. Mätningen pågick under totalt två veckor uppdelat på två veckolånga perioder.

Pumpens kapacitet är 13 m^3/h.

8.2.2 Provtagning och analys

Flödesmätningen genomfördes genom att mäta gångtid på pumpen i inbassängen i reningsverket. En logger installerades som kände av till- och frånslag och lagrade alla dessa under mätperioderna. Därefter fördes dessa data över till PC där de utvärderades med ett för syftet speciellt program.

Nederbördsmätningen utfördes med enkel uppsamlare och avlästes varje dag av en person boende i Rådanefors.

8.2.3 Resultat

Nederbördsdata från tiden innan flödesmätningen påbörjades redovisas i tabell 8.2. Dessförinnan var det uppehållsväder en längre tid.

Tabell 8.2, *Nederbördsmängd innan flödesmätning*

Datum	15/9	19/9	21/9	22/9	24/9	25/9	26/9	27/9	29/9	30/9
Nederbörd (mm)	5	15	4	24	28	12	9	10	22	18

För varje dag gäller att regnets påverkan är skillnaden mellan det uppmätta inflödet och det förväntade på 4,8 m^3/dygn. Resultat från flödesmätningarna presenteras i tabell 8.3 och 8.4.

Tabell 8.3, *Resultat från flödesmätning 1*

Datum	Volym (m^3)	Nederbörd (mm)	Ökat inflöde (m^3)
1999-10-01	2*	0	Ej helt dygn
1999-10-02	27	39	22,2
1999-10-03	34	9	29,2
1999-10-04	26	17	21,2
1999-10-05	43	0	38,2
1999-10-06	43	0	38,2
1999-10-07	48	0	43,2
1999-10-08	38**	0	Ej helt dygn

*mätningen påbörjades 15.50, **mätningen avslutades 19.13

Tabell 8.4, *Resultat från flödesmätning 2*

Datum	Volym (m^3)	Nederbörd (mm)	Ökat inflöde (m^3)
1999-10-30	1,2*	0	Ej helt dygn
1999-10-31	3,8	0	-1
1999-11-01	3,2	5	-1,6
1999-11-02	6,4	6	1,6
1999-11-03	4,5	0	-0,3
1999-11-04	4,5	0	-0,3
1999-11-05	3,8	0	-1
1999-11-06	3,8	2	-1
1999-11-07	2,6**	1	Ej helt dygn

*mätningen påbörjades 17.02, **mätningen avslutades 19.05

8.2.4 Felkällor

Tyvärr visade det sig att pumpen av någon anledning hade registrerat 2000 till- och frånslag redan första veckan. Vad detta berodde på kan ej med säkerhet förklaras men det fick följden att bara en veckas sammanhängande pumpning kunde analyseras. Detta var olyckligt då en längre mätserie med olika väderförhållanden eftersträvades och hade varit att föredra.

Korta pumptillslag har tagits med i beräkningen för att förenkla hanteringen av ett stort antal mätdata. Det finns en osäkerhet om vatten pumpas vid alltför korta tillslag. Detta påverkar dock inte helhetsbilden eftersom de korta tillslagen utgör en liten del av den totala pumptiden.

Det finns en osäkerhet i nederbördsmätningen. En nederbördsmätning av denna enkla modell är känslig för vind och omgivande miljö. Helst ska mätaren placeras vindskyddat men ändå inte störd av omgivningens påverkan på regnet.

8.2.5 Slutsatser

Innan första mätningen påbörjades hade det regnat i drygt en veckas tid och det fortsatte att göra så under mätperioden. Det är tydligt att det vid regn sker ett betydligt större flöde till reningsverket än normalt som är ungefär 4,8 m^3/dygn vid en antagen hushållsvattenförbrukning av 120 l/p,d. Förklaringen till detta är att det läcker in vatten till ledningsnätet. Detta beror förmodligen på att ledningsnätet är dåligt och att vatten läcker in direkt till det men det kan också bero på att vissa stuprör är anslutna till ledningsnätet.

Innan och under första mätperioden regnade det mycket vilket också visas tydligt genom ett stort ökat inflöde. Även sedan det slutat regna

4/10 märktes en ökning vilket tyder på att regnets påverkan även har en fördröjd effekt på grund av att vatten magasineras vilket leder till höjda vattennivåer i området

Andra mätperioden föregicks av en tids torrt väder och ingen effekt från tidigare regn fanns då mätningen påbörjades[58]. Vid mätstarten uppmättes ett inflöde som var mindre än det förväntade på 4,8 m^3. Det kan förklaras med att det finns osäkerheter i antaganden och mätningar men det kan också förklaras med att vatten läcker ut från ledningsnätet då vattennivåerna i området är låga. Ett litet regn föll 1/11-2/11 och inflödet ökade direkt. Dock var regnet för litet för att någon lång effekt skulle uppnås. Några dagar senare var storleken på inflödet detsamma som vid mätstarten det vill säga något under förväntat.

Ett ökat inflöde vid regn kan alltså tydligt visas och även att ett stort eller ihållande regn ger en lång tids påverkan.

8.3 Provserie 1

8.3.1 Förutsättningar

Provtagningsserien genomfördes 12-15/7-1999 vid anläggningen i Rådanefors. Tanken var att varje dag genomföra likadana provtagningar. Detta mål följdes de två första dagarna. Den tredje dagen frångicks planeringen något och ytprover togs i damm 2 istället för prover i damm 1. Syrehalt och pH-värde mättes tredje dagen före ordinarie provtagning. Samma dag togs även bakterieprover i damm 3 som transporterades till laboratorium i Uddevalla för analys.

Under de två första dagarnas provtagning hade det inkommande vattnet till reningsverket en liten spädning på grund av en tids mycket varmt väder och ringa nederbörd[59]. Vattnet bestod således vid provtagningstillfället nästan enbart av hushållsspillvatten eftersom inga industrier är anslutna och inget dagvatten kom in i systemet. Dessutom var grundvattennivån förmodligen så låg att inläckaget till ledningsnätet var litet.

Under kvällen andra provtagningsdagen började det regna och fortsatte att göra så under hela natten och även under dag tre. Det innebär att de prover som togs i reningsverket under den dagen har en viss spädning. Hur stor den är går inte att säga utan att ha värden på inflödets variationer, och utan att veta regnvattenflödets fördröjning inom avrinningsområdet.

---

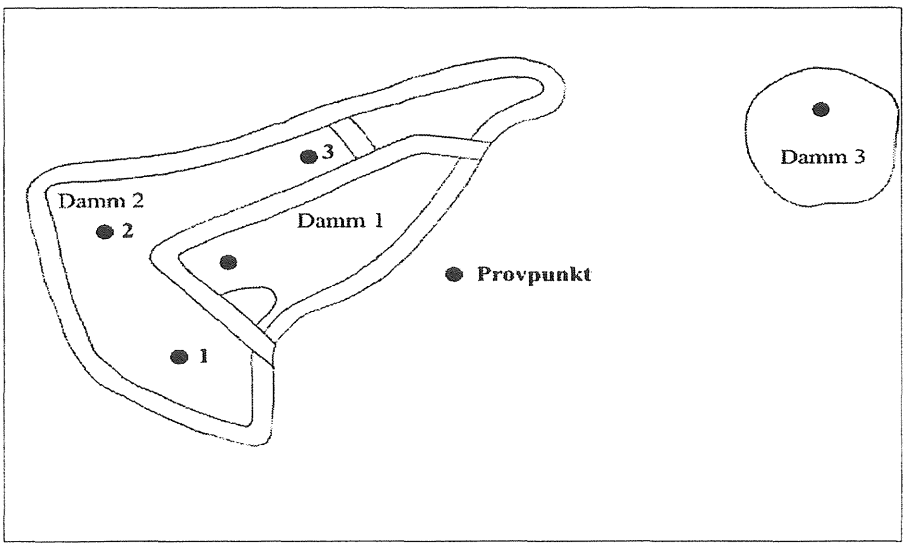
[58] SMHI, *Klimat, miljö & data- senaste månaden, året*, (http://www.smhi.se/sgn0102/n0203/index.htm), 1999-11-15

[59] SMHI, *Klimat, miljö & data- senaste månaden, året*, (http://www.smhi.se/sgn0102/n0203/index.htm), 1999-11-15

Vattnet i damm 1 var lagrat under lång tid utan ytterligare tillförsel av avloppsvatten. Dammen hade därför uppnått ett statiskt tillstånd och med anledning av detta valdes bara en mätpunkt ut. Dammen har två djupare delar där förhållandena förutsattes vara likartade på grund av den långa lagringstiden och provtagningspunkten valdes till en av dessa platser. Prov togs på två olika djup.

Vattnet i damm 2 hade vid provtagningstillfället en lagringstid på ungefär en månad. I närheten av provplats 1 i dammen pumpades det nya avloppsvattnet kontinuerligt in under de tre provtagningsdagarna.

Vattnet i damm 3 var också lagrat under lång tid. Vid tillfället för provtagningen hade dammen just tömts för bevattning. Det innebar att endast en liten mängd vatten fanns kvar i dammen vilket ledde till komplikationer för provtagningen. Vattnet som fanns kvar i dammen bedöms vara en delmängd av det vatten som fanns i dammen innan tömning. Komplikationerna bestod i att dammen på grund av det lilla vatteninnehållet hade höga branta kanter av lera vilket kraftigt reducerade tillgängligheten. Varje dag togs med anledning av detta endast ett prov ur dammen.



Figur 8.1, *Skiss över dammarna med provtagningspunkter markerade*

8.3.2 Provtagning och analys

Proverna togs i 250 ml provflaskor med hjälp av Ruttnerhämtare och analyserades på plats i Rådanefors vid en tillfällig arbetsplats. Totalkväve, totalfosfor och nitrat analyserades med hjälp av Dr Langes metod. Ammonium- och fosfatanalyserna genomfördes däremot med Hachs metod. Proverna togs från kanot (se figur 8.2) och vid provtagningen assisterade Jan Öhman.

Figur 8.2, *Provtagning i damm 2 med Ruttnerhämtare*

Båda analysmetoderna bygger på ljusabsorbans i en spektrofotometer. Provets färg avgör hur stor absorbansen blir. Stark färg innebär stor absorbans. En kemisk reagens tillsätts provet och ju större innehållet av den sökta parametern är desto starkare färg får provet.

Vid totalanalyser måste proverna uppslutas, det vill säga värmas vid 100°C i en timme, för att omvandla allt fosfor respektive kväve till en löst och mätbar form. Uppslutning innebär att alla komplexa föreningar övergår till en form som är reaktiv med den tillsatta reagensen. Kväve och fosfor bundet till partiklar frigörs till exempel genom uppslutning och det samma gäller biologiskt bunden näring. När det gäller de andra parametrarna (NH_4^+ och NO_3^-) analyseras kväve och fosfor som redan finns i löst form och proverna behöver därför inte uppslutas.

För att kontrollera analysutrustningen och provtagarens duglighet genomfördes varje dag analyser av medhavda standardlösningar innan ordinarie prover analyserades.

8.3.3 Resultat

8.3.3.1 Kväve

Det inkommande avloppsvattnet hade en hög totalkvävehalt, men den minskade i reningsverket. Det fanns i princip inget organiskt kväve i det vatten som lämnade reningsverket, allt utgående kväve var mineraliserat (NH_4^+ och NO_3^-), däremot innehöll det inkommande vattnet sannolikt mycket organiskt kväve. Det var ammonium som utgjorde störst del av det totala kvävet och en liknande minskning märktes även för ammonium i reningsverket. För nitrat var halterna i det inkommande vattnet lägre än för ammonium, dock minskade inte nitrathalten nämnvärt i reningsverket.

Tredje dagen noterades en liten minskning i totalkvävehalt för det inkommande vattnet.

I damm 1 visade det sig att nitrathalten var högre än ammoniumhalten i ytan. De prov som togs på ett större djup indikerar att ammoniumhalten var högre där samt att det totala kväveinnehållet ökade med djupet. Nästan allt totalkväve utgjordes av ammonium och nitrat.

I damm 2 var ammoniumhalten högre än nitrathalten för det djupa provet. Två prover togs i ytan och de visade ett mycket lägre ammoniuminnehåll. Nitrathalterna varierade dock inte med djupet. Totalkvävehalten blev som en följd av detta högre vid botten av dammen. Även här utgjordes nästan allt kväve av ammonium och nitrat.

För damm 3 var det svårt att se någon klar tendens för resultaten. Dock var både ammonium- och nitratvärdena ganska låga. Som tidigare nämnts var provtagningen komplicerad i dammen och dessutom hade den nyligen tömts. Trots att vattnet betraktas som en rest av det vatten som tidigare fanns i dammen bedöms proverna vara oanvändbara eftersom inga tendenser märktes. Felkällorna i provtagningen var antagligen för stora. (Se kapitel 8.3.4 "Felkällor")

Resultat presenteras som medelvärde av samtliga prover i tabell 8.5. För fullständiga resultat se bilaga A (1-3). I tabellen redovisas dock ej resultat från damm 3 eftersom de anses vara otillförlitliga.

Tabell 8.5, *Resultat provserie 1 kväve*

Parameter (mg/l)	Verket In	Verket Ut	Damm 1 Yta	Damm 1 Botten	Damm 2 Yta	Damm 2 Botten
Total-N	111,0	22,9	4,5	7,8	6,9	12,1
NH_4^+	54,3	20,9	0,05	4,3	0,07	9,9
NO_3^-	3,3	2,9	2,0	2,7	3,5	3,3

8.3.3.2 Fosfor

Vattnet som kom in till reningsverket hade en hög halt av totalfosfor som dock minskade i reningsverket. Den största delen av totalfosforhalten utgjordes av fosfat både i det inkommande och utgående vattnet.

Proverna i damm 1 och damm 2 visade att totalfosforhalten var lägre i det ytliga vattnet än i det djupa. Fosfatandelen var större i det djupa vattnet än i det ytliga men skillnaden mellan totalfosfor och fosfat var ganska stor. Denna skillnad kan bero på att fosfor förekommer som organiskt bunden eller på felkällor i analysen.

Totalfosforhalten i damm 3 var låg och utgjordes nästan uteslutande av fosfat men på samma sätt som för kväve bör påpekas att provtagningen var problemfylld och resultaten är inte helt pålitliga och tydliga.

Resultat presenteras som medelvärde av samtliga prover i tabell 8.6. För fullständiga resultat se bilaga A(1-3).

Tabell 8.6, *Resultat provserie 1 fosfor*

Parameter (mg/l)	Verket In	Verket Ut	Damm 1 Yta	Damm 1 Botten	Damm 2 Yta	Damm 2 Botten
Total-P	17,3	7,8	0,6	8,8	1,3	6,5
PO_4^{3-}	15,5	7,6	0,2	7,5	0,2	3,8

8.3.3.3 Syre, pH och temperatur

Dammarnas syrehalt och pH-värde mättes endast i damm 1 och 2 eftersom det lilla vatteninnehållet i damm 3 omöjliggjorde mätning där. Mätningar gjordes ytligt och precis över botten. Temperaturen i dammarna var kring 22°C i ytan och cirka 15°C precis över botten.

Det visade sig också att syrehalten var låg vid botten i båda dammarna men högre i ytan.

I damm 1 låg pH-värdet kring 7 både ytligt och djupt medan det i damm 2 var 7 vid botten och 10 i ytan.

Resultat presenteras som medelvärde av samtliga prover i tabell 8.7. För fullständiga resultat se bilaga A(3).

Tabell 8.7, *Resultat provserie 1 syre, pH och temperatur*

Parameter	Damm 1 Yta	Damm 1 Botten	Damm 2 Yta	Damm 2 Botten
Syre (mg/l)	8,3	0,6	17,1	0,5
pH	7,3	6,7	9,7	7,0
Temperatur (°C)	21	15,6	22,2	14,6

8.3.3.4 Bakterier

Ett bakterieprov togs i damm 3 under den tredje dagen. Proverna transporterades samma dag till laboratorium i Uddevalla för analys. Resultatet visade lågt innehåll av analyserade parametrar vilket betyder att en stor reduktion av patogener har skett i dammsystemet och i reningsverket.

Resultat presenteras i tabell 8.8 och i bilaga B.

Tabell 8.8, *Resultat provserie 1 bakterier*

Koliforma bakterier (st/100 ml)	Escherichia coli (st/100 ml)	Sulfitred. Clostridier (st/100 ml)
700	460	90

8.3.4 Felkällor

Eftersom analysmetoderna som tidigare nämnts bygger på ljusabsorbans var det viktigt att hålla proverna fria från partiklar. Detta gällde särskilt analyserna av ammonium, fosfat och nitrat eftersom de söker kväve och fosfor i en löst form. De näringsämnen som fanns bundna till partiklar var ej intressanta i det fallet.

Vid totalanalyserna måste däremot provflaskorna skakas om ordentligt innan en liten provmängd för analysen togs ut. Detta för att vara säker på att få med det kväve och fosfor som fanns bundet till partikelfasen. Det här uppmärksammades inte tillräckligt under de första analyserna i Rådanefors. Efter hemkomsten gjordes totalfosforanalyserna om i VA-tekniks laboratorium och de utfördes då på ett riktigt sätt. Tyvärr var det inte lika enkelt att göra om totalkväveanalyserna och detta gjordes därför inte. Man bör av denna anledning inte helt lita på totalkväveanalyserna i de prover som har ett stort innehåll av partiklar. De värden som avviker mest från medelvärdet har bortsetts ifrån.

Det noterades att spädning av prover vid analys kan påverka resultaten kraftigt. Vid för stor spädning erhölls icke tillförlitliga värden eftersom halterna blev så låga att de knappt var mätbara. Spädning av proverna ska göras på ett sådant sätt att halterna av den sökta parametern med god marginal hamnar i det mätintervall instrumenten och metoden är avsedd för.

Vid provtagningen var det viktigt att hålla proverna så rena som möjligt. På djupt vatten var det svårt att undvika att få lera och partiklar i proverna. I damm 3 måste flaskorna kastas ut i dammen med ett sänke fastlindat på flaskan och sedan halas in. När detta gjordes kom flaskorna oundvikligen i kontakt med dammens botten och branta lersluttningar. Det var därför svårt att hålla proverna rena och grumliga prover är känsliga när analysmetoderna bygger på ljusabsorbans.

En annan möjlig felkälla är att olika mätmetoder har använts för att analysera de olika parametrarna.

8.3.5 Slutsatser

8.3.5.1 Kväve och fosfor

Den viktigaste slutsatsen är att det i dammarna märktes en skillnad på botten- och ytvattnets näringsinnehåll. Fosfor och kväve fanns i större halter i bottenvattnet än i ytvattnet både i löst form och totalt sett.

Med vetskap om de syrefattiga förhållanden som råder vid dammarnas botten kan detta förklaras med att organiskt material som faller till botten mineraliseras till ammonium (NH_4^+) och fosfat (PO_4^{3-})[60]. Detta sker vid både syrefria och syrerika förhållanden. Fosfor i form av fosfat finns i lösning vid syrefria förhållanden eftersom järn då övergår från trevärd till tvåvärd form vilket innebär att fosfor inte fälls ut utan behålls i lösning. Ammonium behålls i lösning beroende på att nitrifikation inte sker i syrefri miljö.

Den stora kvävereduktion i reningsverket berodde troligen på att kvävgas avgick till luft genom denitrifikation. Minskningen i totalkvävehalt den tredje dagen är förmodligen en följd av att regnets spädning av avloppsvattnet började märkas. Dock var skillnaden liten vilket tyder på att regnets påverkan har en viss fördröjning.

Även ammonium minskade i reningsverket. Detta berodde troligen på att det tredje steget är en syrerik miljö där ammonium ombildas till nitrat enligt nitrifikationsprocessen. Nästa steg i reningsverket är en syrefattig miljö där denitrifikation sker, det vill säga omvandling av nitrat till kvävgas. Detta förklarar att ammonium och totalkväve minskar i reningsverket. Nitratinnehållet däremot förändras inte nämnvärt men det är förmodligen bara en tillfällighet. Nitrat omvandlas till kvävgas men ammonium omvandlas till nytt nitrat och tydligen bildas ungefär lika mycket nitrat som avgår till luften.

Det finns en differens mellan näringsämnen i löst form (ammonium och nitrat) och totalhalter i mätresultaten. Differensen kan utgöras av näringsämnen som förekommer bundna till partiklar eller biologiskt bunden näring. Denna näring finns kolloidalt bundet i vattnet eller på partiklar som sedimenterar. Om den är tillgänglig för växter i den formen är svårt att säga, men om bevattning sker under lång tid kommer näringen möjligen på sikt bli tillgänglig för växter.

Proverna som togs i damm 3 säger inte särskilt mycket eftersom dammen precis innan provtagningen hade tömts i stort sett helt och hållet. Inga riktiga slutsatser har kunnat dras av dessa prover på grund av olikheter i

[60] Sörensson F, *Föreläsning 7/9,* Emission, Spridning, Omvandling och Deposition av föroreningar, Göteborg: Institutionen för tillämpad Miljövetenskap, Göteborgs Universitet, 1999

resultat som tros bero på någon av de felkällor som beskrivs i kapitel 8.3.4 "Felkällor". Damm 3 tas därför inte med i de fortsatta beräkningarna av massbalans (kapitel 8.6) och avloppsvatten från Rådanefors som gödningsmedel (kapitel 9).

Dock har troligen damm 1 och damm 3 liknande förhållanden eftersom båda innehåller vatten som har lagrats under lång tid. Damm 3 är djupare men eftersom damm 1 var skiktad kan man anta att det även gäller damm 3. Alltså kan damm 1 användas för att beskriva förhållandet på det vatten som används för bevattning.

8.3.5.2 Syre, pH och temperatur

Provresultaten från damm 1 och 2 visar att dammarna var skiktade med avseende på syre och temperatur. Det betyder att teorierna som presenteras i kapitel 4 "Egenskaper hos kväve och fosfor i djupa dammar" kan appliceras på dammarna i Rådanefors. Skiktningen är positiv för möjligheterna att behålla näring i lösning. Resultatet blir också mycket riktigt ett större näringsinnehåll i de djupa delarna av dammarna.

Det basiska pH-värdet i ytvattnet i damm 2 kan ej med säkerhet förklaras. Värdet avviker för mycket från det normala för att en enkel förklaring ska kunna ges. Tyvärr gjordes inte mätningar på vattnet i reningsverket då fokus låg på dammarna och detta inte betraktades som den viktigaste frågan att besvara. Att pH-värdet är utjämnat till kring 7 i damm 1 kan bero på biologisk nedbrytning då kolsyra bildas eller nitrifikation som också sänker pH.

8.3.5.3 Bakterier

Bakterieanalys genomfördes enbart som stickprov i damm 3 och resultatet blev ett lågt innehåll av bakterier. Det betyder att en stor reduktion av patogener har skett i dammsystemet och i reningsverket.

8.4 Provserie 2

8.4.1 Förutsättningar

En andra provtagning genomfördes i september i form av stickprov i damm 1 och 2. Dessa prover kompletterade de prover som togs i juli samt undersökte tungmetallinnehållet i vattnet. De parametrar som analyserades vid detta andra tillfälle var kväve och fosfor i olika former samt tungmetaller. För att förklara resultaten gjordes också ytterligare mätningar av syrehalt, pH och temperatur. I båda fallen togs ett ytligt prov och ett prov på bottenvattnet. Dammarna var vid tillfället cirka 2,5-3,0 m djupa i de djupaste punkterna.

I damm 1 hade ingen tillförsel och inget uttag av vatten skett under perioden juli till september. Förhållandena var alltså i stort sett likartade

som de i juli, givetvis med den skillnaden att vattnet var lagrat ytterligare två månader. När det gäller damm 2 var förhållandena däremot något annorlunda jämfört med mätningarna i juli eftersom en tillförsel av färskt avloppsvatten hade skett. Inget kontinuerligt utflöde hade dock ägt rum vilket innebar att den totala vattenmängden i damm 2 hade ökat.

Provet i damm 1 togs på samma plats som det tidigare analyserade proverna i dammen för att en jämförelse skulle kunna göras. I damm 2 sammanföll provtagningspunkten med den plats som kallades provpunkt 1 i juli.

Det är intressant att studera tungmetaller eftersom de liksom närsalterna finns i vattenlösning till större del vid syrefria förhållanden. Metaller kan finnas antingen lösta eller i partikulär form. Är de lösta innebär det att de är tillgängliga för växter vilket inte är bra. De utförda analyserna visar totalt metallinnehåll vilket alltså är en nackdel för bedömningen av storlek på växtupptag.

Provserien föregicks precis som i juli av en tids vackert och torrt väder[61]. Detta betyder att tillförseln av färskt avloppsvatten var liten när proverna togs.

8.4.2 Provtagning och analys

Provtagningen gick till på samma sätt som vid första mätserien. Tillvägagångssättet finns beskrivet i kapitel 8.3.2 "Provtagning och analys". Vattenproverna analyserades dock inte på plats utan lämnades till laboratorium i Göteborg för analys. För sedimentprovtagning användes en typ av kolvprovtagare som trycks genom sedimentet och ned i lerlagret. Därefter lyfts provet upp och sedimentet tillvaratas.

8.4.3 Resultat

8.4.3.1 Kväve och Fosfor

I damm 2 visade det sig att nästan allt kväve fanns i form av ammonium medan nitratinnehållet var väldigt litet. Bottenvattnet hade något högre halter av totalkväve och ammonium än ytvattnet. För damm 1 kunde man på samma sätt se att kväve till största del fanns som ammonium. Skillnaden mellan yt- och bottenvatten var dock inte lika tydlig som i damm 2. Kvävehalten var i stort sett densamma genom hela vattenprofilen för damm 1.

Fosfor utgjordes i båda dammarna nästan uteslutande av fosfat. Resultaten visar till och med högre halter av fosfat än totalfosfor. Detta förklaras av felkällor i analysen vilket kommenteras ytterligare i kapitlet

[61] SMHI, *Klimat, miljö & data- senaste månaden, året*, (http://www.smhi.se/sgn0102/n0203/index.htm), 1999-11-15

8.4.4 "Felkällor". Det var också tydligt att bottenvattnet i dammarna hade ett större fosforinnehåll än ytvattnet.

Halterna av kväve och fosfor var lägre i damm 1 än i damm 2.

Resultaten presenteras i tabell 8.9 och bilaga C (1-4).

Tabell 8.9, *Resultat provserie 2 kväve och fosfor*

Parameter (mg/l)	Damm 1 Yta	Damm 1 Botten	Damm 2 Yta	Damm 2 Botten
Total-N	1,2	1,0	13,0	17,0
NH_4^+	0,2	0,5	12,0	16,0
NO_3^-	<0,005	<0,005	<0,01	<0,01
Total-P	0,1	1,5	0,8	4,7
PO_4^{3-}	0,1	1,2	1,6*	5,4*

*se vidare kapitel 8.4.4 för förklaring

8.4.3.2 Tungmetaller

Tungmetallhalterna var i samtliga provpunkter låga. De flesta analyserade metallparametrar uppvisade halter på några mikrogram per liter. Undantagen var kvicksilver och kadmium vars halter var mindre än storleksordningen tiondels mikrogram. Det betyder att de inte ens var detekterbara.

För resultat se tabell 8.10 eller bilaga C (1-4).

Tabell 8.10, *Resultat provserie 2 metaller*

Parameter (mg/l)	Damm 1 Yta	Damm 1 Botten	Damm 2 Yta	Damm 2 Botten
Bly	0,001	0,002	0,002	0,004
Koppar	0,001	0,003	0,003	0,007
Zink	0,003	0,005	0,005	0,003
Krom	0,003	0,005	0,003	0,005
Nickel	0,001	0,002	0,003	0,005
Kvicksilver	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Kadmium	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001

8.4.3.3 Syre, pH och temperatur

En tydlig skiktning påvisades med avseende på syrehalt. Från att vara konstant ner till ett djup av mellan 1,5-2,0 m sjönk den kraftigt på ett par decimeter. Därefter stabiliserades syrehalten på en låg nivå och bottenvattnet var i det närmaste syrefritt. Skiktningen var tydligast i

damm 1 men även i damm 2 var syreprofilen liknande. Även här rådde syrefria förhållanden vid botten.

Lika tydliga skillnader fanns inte när det gäller pH som låg kring 7 i alla mätpunkter.

Temperaturprofilen var inte heller lika tydligt skiktad som syreprofilen. Det visade sig att temperaturfallet i båda dammarna var cirka 4°C mellan yt- och bottenvatten men något tydligt språngskikt kunde inte påvisas.

Resultat presenteras i tabell 8.11. För fullständiga mätresultat hänvisas till bilaga A(4).

Tabell 8.11, *Resultat provserie 2 syre, pH och temperatur*

Parameter	Damm 1 Yta	Damm 1 Botten	Damm 2 Yta	Damm 2 Botten
Syre (mg/l)	4,0	0,07	1,8	0,04
pH	7,3	6,9	7,4	6,7
Temperatur (°C)	15,2	12,6	15,8	11,3

8.4.3.4 Sedimentprover

Ambitionen vid provtagningen var att även ta sedimentprover. Det visade sig dock att det var omöjligt av den anledningen att det inte fanns tillräckligt mycket sediment för att kunna fångas upp med provtagaren. Dock observerades ett tunt lager sediment ovanpå leran.

8.4.4 Felkällor

Vid provtagning i damm 1 och 2 hänvisas till felkällor som diskuterades i kapitel "8.3.4 Felkällor". Eftersom proverna lämnades till ackrediterat laboratorium diskuteras inte felkällor som rör analysmetoden då de inte redovisas i analysrapporten. Det orimligt höga innehållet av fosfat kan förklaras genom att det beror på någon av dessa okända felkällor i analysmetoden. En annan förklaring är att provflaskorna som användes vid provtagningen kan har varit kontaminerade av tidigare utförda analyser på laboratoriet.

Noteras bör också att metallinnehållet av kvicksilver och kadmium i proverna var så lågt att det inte gick att detektera.

8.4.5 Slutsatser

8.4.5.1 Kväve och fosfor

Ett större näringsinnehåll observerades i bottenvattnet än i ytvattnet. Detta kan precis som vid provserie 1 förklaras med att bottenvattnet hade en låg syrehalt vilket gynnar ett stort näringsinnehåll.

Detta förhållande gällde för fosfor i både damm 1 och 2 även om de totala halterna var låga. För kväve gick det att se samma tydliga skillnader mellan yt- och bottenvatten i damm 2 men däremot inte i damm 1.

8.4.5.2 Syre, pH och temperatur

Resultaten visade att dammarna var skiktade och att bottenvattnet hade ett lågt innehåll av syre. Det betyder som tidigare konstaterats att teorierna i kapitel 4 är applicerbara på dammarna. Temperaturen varierar också men ej speciellt mycket. En förklaring till detta är att luftens temperatur sjunker under hösten och att vattenmassans temperatur utjämnades.

8.4.5.3 Metaller

Halterna av tungmetaller var generellt låga i alla mätpunkter. Det var också att vänta eftersom vattnet bestod av enbart hushållsspillvatten vilket innebar att metalltillförseln var liten. Bottenvattnet hade något högre tungmetallhalter än ytvattnet vilket kan härledas till att metaller har större löslighet i vatten med låg syrehalt.

8.4.5.4 Sediment

Det fanns inga sediment vilket dels beror på att dammarna har varit i drift under en relativt kort period och dels på att vattnet är förbehandlat i reningsverket. Båda dessa faktorer leder till en liten bildning av sediment.

8.5 Jämförelse mellan provserierna

Vid båda provtagningstillfällena visade det sig att bottenvattnet hade ett högre innehåll av näringsämnen än ytvattnet. För kväve var skillnaden inte så stor vid det andra tillfället som vid det första medan det var stora skillnader i fosforhalter vid båda tillfällena.

Totalkväveinnehållet i dammarna har minskat vilket beror på att en denitrifikation sker i dammarna. Det visar den minskning av nitrat som har skett i dammarna mellan provserierna (se tabell 8.5 och 8.9). Syrehalten var lägre i bottenvattnet vid andra mättillfället (se tabell 8.7 och 8.11) vilket tyder på att syre har förbrukats genom nitrifikation. Särskilt tydligt var detta i damm 1.

Fosforhalten har minskat i dammarna vilket beror på att fosfor binds till partiklar och sedimenterar. Detta är dock motsägelsefullt eftersom syrehalten också är låg vilket borde betyda att näring finns i lösning.

I damm 1 är minskningen av fosfor och kväve större än i damm 2 vilket visar att näringsinnehållet i dammarna minskar med tiden. Denna effekt är som tidigare nämnts större för kväve än för fosfor.

8.6 Massbalans

8.6.1 Förutsättningar

En enkel massbalans ställdes upp för att undersöka hur mycket näring som kommer in i dammsystemet samt hur stor del av den som finns kvar i bevattningsvattnet. Antaganden är att vattenförbrukningen är 120 l/p,d och att 40 personer är anslutna till reningsverket. Det antas även att de halter som uppmättes i reningsverket motsvarar ett rent hushållsspillvatten det vill säga den maximalt möjliga näringskoncentrationen i vattnet. Den mängd kväve som stannar i slam i reningsverket bedöms vara 14% av den inkommande mängden[62].

Beräkning baseras på uppmätta halter i reningsverket, damm 1 och damm 2. För dammarna har medelvärde av yt- och bottenvatten bildats. Förhållandet mellan fosfor och kväve i dammarna räknas ut. Den faktor som erhålls multipliceras med den fosforhalt som finns i utgående vatten från reningsverket.

Tabell 8.12, *Massbalans kväve och fosfor i dammsystemet*

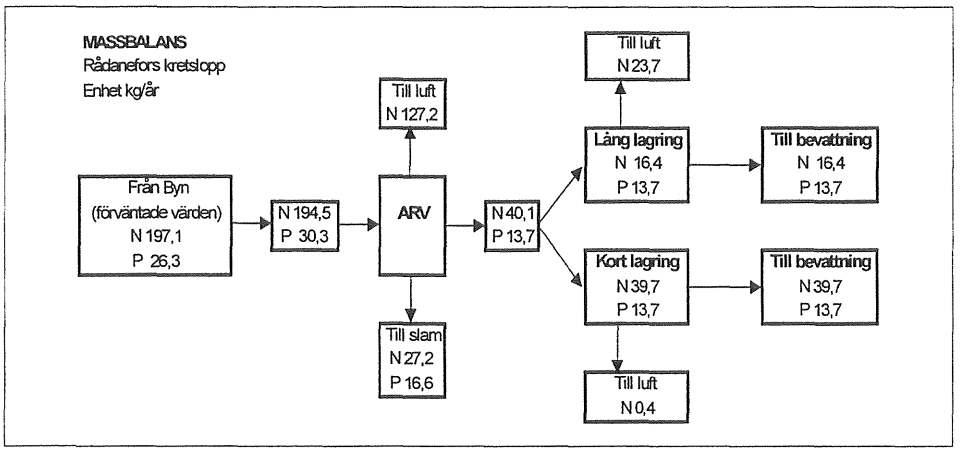
Provpunkt	Näringsmängd (mg/l)		Relation (N:P)	Tillgänglig näringsmängd (kg/år)	
	N	P		N	P
Verket In	111	17,3	6,4:1	194,5	30,3
Verket Ut	22,9	7,8	2,9:1	40,1	13,7
Damm 1	4,2	3,4	1,2:1	16,4	13,7
Damm 2	10,8	3,7	2,9:1	39,7	13,7

Tabell 8.12 visar i kolumnen Tillgänglig näringsmängd samma värde för fosfor i damm 1 och damm 2. I verkligheten delas vattnet upp mellan dammarna. Det intressanta är dock att undersöka hur lagringstiden påverkar näringsinnehållet. Om att allt vatten tillförs i damm 1 och lagras under lång tid, så kommer ändå samma förhållande mellan kväve och fosfor finnas som vid provtagningen. Samma resonemang går att föra när det gäller damm 2. I det fallet är dock lagringstiden kortare.

8.6.2 Resultat

Det visar sig att kvävetillgången minskar med ökad lagringstid under antagandet att all fosfor behålls i dammarna. I damm 1 är minskningen större än i damm 2. Resultatet av massbalansen presenteras i tabell 8.12 och figur 8.3.

[62] Robinson P, *Gryaab miljörapport Ryaverket 1993;* Göteborg: Gryaab Rapport 1994:1, 1994



Figur 8.3 *Massbalans Rådanefors kretsloppsverk*

8.6.3 Osäkerheter

Observera att det värde som redovisas i massbalansen är den maximala fosformängden som kan finnas tillgänglig i dammarna. All fosfor finns kvar i dammarna antingen löst i vatten eller i sediment och värdet 13,7 kg/år är en potentiell tillgänglig mängd fosfor. Detta värde är dock mycket osäkert och sanningen är förmodligen att fosfor sedimenterar. Hur stor del som sedimenterar är svårt att säga utifrån det lilla mätunderlag som finns tillgängligt. I tabell 8.6 och 8.9 visas att det totala fosforinnehållet i vattenlösning sjunker med tiden i både damm 1 och damm 2 vilket tyder på sedimentation. I damm 1 märks till exempel en stor minskning mellan provserierna. Detta är motsägelsefullt eftersom syrehalten är låg i bottenvattnet och det borde betyda att fosfor finns i vattenlösning.

8.6.4 Slutsatser

Beroende på en längre lagringstid har kvävetillgången minskat mer i damm 1 än i damm 2. Förklaringen till minskningen är denitrifikation.

Dessutom märks att fosfortillgången täcker några grödors näringsbehov (se tabell 9.1) för ett hektar och år. För kväve är inte tillgången tillräcklig för någon gröda. Den gröda som passar bäst med avseende på både kväve och fosfor är råg men då täcks inte hela årsbehovet. Under sommaren är dock fler personer (cirka 60 st) anslutna och då kommer näringstillgången att öka.

9 Avloppsvatten från Rådanefors som gödningsmedel

9.1.1 Förutsättningar

För att avgöra gödselbehovet gjordes ett antal antaganden. Det första var att Rådanefors tillhör Götalands skogsbygder. Det antogs även att jorden tillhör mellanklassen klass 3 med avseende på naturligt innehåll av fosfor och kalium[63]. Dessa två antaganden ledde fram till näringsbehov redovisat i tabell 9.1. För Salix sker gödning i cykler och därför varierar behovet[64]. För bevattningsbehov per dygn i antas att den tillgängliga vattenvolymen ska spridas på åkermarken under 120 dagar samt att den maximala bevattningsvolymen är 12mm/dygn[65].

Det finns inte några mätvärden på halter av kalium i vattnet. I avloppsvatten förekommer kalium i en löst och för växten upptagbar form[66]. Förekomsten av kalium är mycket stor, det betraktas inte som en förorening och är inte tillväxtbegränsande. Det betyder att det inte är någon fara att tillföra för mycket kalium.

Tabell 9.1, *Gödslingsgivor*

Gröda	N (kg/ha år)	P (kg/ha år)	K (kg/ha år)
Vete	105	20	20
Vall	140	10	50
Råg	60	20	20
Rågvete, korn, havre	65	20	20
Salix år 1	100	8	27
Salix år 2-4	60	8	27

Halterna av kväve och fosfor i vattnet har beräknats som ett medelvärde av de olika proverna. Ett medelvärde på alla mätningar som är gjorda i en punkt vid olika tidpunkter ger ett medelvärde på det vatten som används för bevattning. Det innebär att vattnets sammansättning och kvalitet under en bevattningssäsong speglas. Vattnet i dammarna har olika lång lagringstid när det tas till bevattning beroende på att inget kontinuerligt flöde sker.

Det bortses från damm 3 beroende på för dåligt mätunderlag och det faktum att damm 1 betraktas som likvärdig med den. En analys av det

[63] Berg J, *personlig kontakt,* Uppsala: SLU, 1999
[64] Hadders G, *personlig kontakt,* Uppsala: JTI, 1999
[65] Hasselgren K, *Bevattning av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten,* Malmö:VA-Forsk Rapport 1999-5, 1999
[66] Hasselgren K, *Bevattning av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten,* Malmö:VA-Forsk Rapport 1999-5, 1999

vatten som tas för bevattning går med andra ord att göra trots att damm 3 ej var fylld.

Olika tänkbara sammansättningar av vatten jämförs för att få en uppfattning om vad olika vatten kan användas till. Även blandningar av vatten från olika dammar beaktas. Se bilaga D (1-10) för en sammanställning av de olika vattentyperna och alla beräkningsresultat.

Bevattningsvolymen kan också begränsas av metaller. Detta kan inträffa då näringsinnehållet i vattnet är lågt och en stor vattenvolym måste användas. Metallhalterna varierar inte mellan ytligt och djupt vatten. Kadmium och kvicksilver är svårbedömda eftersom resultaten ges i form av detektionsgränser. Det innebär att halterna kan vara mycket mindre än vad som anges i analysprotokollet. Därför används inte dessa metaller för att begränsa bevattningsvolymen. Se tabell 9.2 för gränsvärden för spridning av metaller på åkermark från år 2000.

Tabell 9.2, *Gränsvärden för spridning av metaller på åkermark från år 2000*[67]

Tungmetall	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Maximal tillförsel (g/ha,år)	25	0,75	300	40	1,5	25	600

De grödor som studeras är vete, råg, rågvete, korn, havre och vall. Dessutom betraktas energiskogsbevattning. Detta är hypotetiska fall men Öhman siktar på att kunna odla olika livsmedel i framtiden.

Den form av kväve som studeras är totalkväve eftersom det innebär att både ammonium och nitrat tas med. Nästan all totalkväve utgörs av ammonium och nitrat och det är i de formerna kväve har störst tillgänglighet för växter. Motsvarande gäller för fosfor och fosfat.

9.1.2 Beräkning

Det beräknades hur mycket vatten som måste spridas per hektar för att grödans behov av kväve och fosfor ska tillgodoses. Detta gjordes för både kväve och fosfor. Den parameter som kräver minst bevattningsvolym är begränsande eftersom det vid ökad bevattning innebär övergödning. Den näringsmängd som då saknas av den andra parametern måste tillföras i form av konstgödsel. Därefter kontrollerades om gränsvärdena för metaller klaras vid den minsta bevattningsvolymen. Om så inte var fallet begränsades bevattningsmängden ytterligare av metallen i fråga och det beräknades hur mycket näring den volymen innehöll. Därefter jämfördes volymens näringsinnehåll med näringsbehovet och behovet av tilläggsgödsling beräknades. Se bilaga D (1-10) för beräkningsresultat.

[67] Svensson S-E, Mattsson J E, *Quality of sludge from private septic tanks,* Alnarp: Department of agricultural engineering Swedish University of agricultural sciences, 1999

9.1.3 Resultat för olika grödor

9.1.3.1 Vete

Vete är en gröda som kräver mycket kväve för att växa. Behovet av fosfor är mindre. Den stora skillnaden i näringsbehov innebär att det vatten som ska användas för bevattning behöver ha en liknande sammansättning. Det visar sig att så inte är fallet för de flesta av de studerade vattnen. De begränsas av fosfor och en ganska kraftig tilläggsgödsling av kväve krävs. Ytvatten har bäst sammansättning men det betyder att näringsinnehållet är lågt vilket leder till att en stor vattenvolym måste användas och då överskrids metallgränserna. I det här fallet är det nickel som begränsar volymen men även gränsvärdena för bly och krom överskrids. Dessutom begränsas vattenvolymen redan innan av att marken blir vattensjuk vilket innebär vattenövermättnad och syrebrist. Bottenvattnet i damm 2 är bäst lämpat för bevattning av vete. Det halverar nästan behovet av kväve och är tillräckligt för fosfor samt innebär en lite vattenvolym. Se tabell 9.3 för resultat.

Tabell 9.3, *Tilläggsgödslings- och vattentillförsel för vete*

Typ av vatten	N	P	Volym m3/ha,år	Pb g/ha, år	Cd g/ha, år	Cu g/ha, år	Cr g/ha, år	Hg g/ha, år	Ni g/ha, år	Zn g/ha, år
	kg/ha,år									
Ytvatten 1+2	31	10	12500	18,8	< 1,3	25	37,5	< 2,5	25*	50
Ytvatten 2	31	11	8333	16,6	< 0,8	25	25	< 1,7	25*	41,6
Bottenvatten 1+2	76	0	3152	9,5	< 0,3	15,8	15,8	< 0,6	11,0	12,6
Bottenvatten 2	65	0	3165	12,7	< 0,3	22,2	15,8	< 0,6	15,8	9,5
Damm 2 B+Y	47	0	5384	16,2	< 0,5	26,9	21,5	< 1,1	21,5	21,5

**bevattningsvolymen begränsas av en metall, se även tabell 9.2*

9.1.3.2 Vall

Vall har ett mycket stort behov av kväve i relation till fosforbehovet och är därför inte speciellt bra lämpad för bevattning med detta avloppsvatten.

9.1.3.3 Råg

Råg har ett mindre kvävebehov än vete men samma fosforbehov. Det betyder att sammansättningen av de flesta vattnen passar bättre för råg. Ytvattnen begränsas av kväve och bottenvattnen av fosfor. Ett mindre

näringsbehov leder till en mindre bevattningsvolym och det betyder att metallgränsvärdena ej överskrids. Tilläggsgödsling kommer att vara nödvändig men inte i samma utsträckning som för vete. Det vatten som passar bäst för bevattning av råg är bottenvatten i damm 2. En blandning av yt- och bottenvatten innebär visserligen att tilläggsgödsling knappt behövs men det innebär också en större vattenvolym. Se tabell 9.4 för resultat.

Tabell 9.4, *Tilläggsgödslings- och vattentillförsel för råg*

Typ av vatten	N kg/ha,år	P kg/ha,år	Volym m3/ha,år	Pb g/ha, år	Cd g/ha, år	Cu g/ha, år	Cr g/ha, år	Hg g/ha, år	Ni g/ha, år	Zn g/ha, år
Ytvatten 1+2	0	12	10178	15,3	< 1,0	20,4	30,5	< 2,0	20,4	40,7
Ytvatten 2	0	13	6719	13,4	< 0,7	20,2	20,2	< 1,3	20,2	33,6
Bottenvatten 1+2	31	0	3152	9,5	< 0,3	15,8	15,8	< 0,6	11,0	12,6
Bottenvatten 2	20	0	3165	12,7	< 0,3	22,2	15,8	< 0,6	15,8	9,5
Damm 2 B+Y	1	0	5384	16,7	< 0,6	27,9	22,3	< 1,1	22,3	22,3

9.1.3.4 Rågvete, korn, havre

Dessa grödor har ett näringsbehov som är snarlikt det för råg och resultatet kan sägas bli detsamma med avseende på val av lämpligt vatten.

9.1.3.5 Energiskog

Energiskog är speciellt eftersom gödslingen sker i cykler om 4 år. Ett av åren ökas kvävegödslingen medan fosfor gödslas lika mycket under perioden. För alla år gäller att kvävegödslingen är större än fosforgödslingen. Det betyder precis som för vete att man i ett tidigt skede kommer att övergöda med fosfor med den näringssammansättning som avloppsvattnet i Rådanefors har. Omfattande tilläggsgödsling med kväve kommer att krävas.

9.1.4 Slutsatser

Möjligheten att bevattna begränsas även av vattenvolymen eftersom en för stor vattentillförsel innebär att marken blir vattensjuk. Vid för stor vattentillförsel kommer också gränsvärden för metaller att överskridas.

Bevattningsbehovet per dygn visar att det för volymer upp till cirka 12 000 m^3 är möjligt att sprida så stora volymer under så kort tid. Ett

lägre näringsinnehåll än så innebär att volymen per dygn blir för stor (12 mm är en antagen gräns[68]) och att marken blir vattensjuk.

Näringens sammansättning i de olika vattnen är av stor vikt för vilken gröda som passar bäst till bevattning. Om det är lika höga halter av både kväve och fosfor betyder det att en övergödning av fosfor kommer att ske redan vid låga bevattningsvolymer eftersom grödans behov av fosfor generellt är mindre än det är av kväve.

Bottenvattnet har ett större innehåll av näring än ytvattnet och dess sammansättning passar bra till grödor som råg, korn, rågvete och havre. I ytvattnet är näringsinnehållet lägre och dessutom är kvoten mellan kväve och fosfor större. Det betyder att vattnet passar bättre till vete eftersom vete har ett större kvävebehov än fosforbehov. Dock är halterna så låga att bevattningsvolymen blir väldigt stor för en hektar. Volymen kommer att begränsas av någon tungmetall.

De bästa vattnen är bottenvatten från damm 1, damm 2 samt en blandning av yt- och bottenvatten från damm 2. Dessa vatten används för bevattning av råg, rågvete, korn eller havre. Kombinationer av gröda och vattentyp på det viset betyder små behov av tilläggsgödsling och små nödvändiga vattenmängder. Övriga vatten kräver för stort gödslingsbehov eller en för stor vattenmängd.

[68] Hasselgren K, *Bevattning av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten,* Malmö:VA-Forsk Rapport 1999-5, 1999

10 Diskussion

10.1 Konsekvenser för miljön

10.1.1 Positiva

En positiv effekt av att använda behandlat och lagrat avloppsvatten för bevattning är att utsläppen av näringsämnen till sjöar och vattendrag minskar och att dessa ämnen istället tillvaratas i jordbruket eller stannar i dammarna och reningsverket. Förhoppningen är att inga utsläpp alls av näring till recipient ska ske. Den näring som finns kvar i vattnet vid bevattning ska vara tillgänglig för växterna och tas upp vid detta sista steg. Upptaget av näring leder till att en ny produkt fås i form av en gröda eller energiskog. Detta kan användas till foder, i framtiden kanske som livsmedel eller i fallet energiskog till uppvärmning och energiproduktion.

Lösningen med biologiska dammar som sista steg i avloppsreningsprocessen innebär att användandet av kemikalier upphör. Likaså minskar användandet av konstgödsel eftersom delar av näringsbehovet istället tillgodoses av näring i avloppsvattnet.

Bevattning med avloppsvatten innebär energibesparing eftersom transport av gödsel minskar. Däremot kommer elbehovet att öka eftersom bevattningspumpar måste drivas.

10.1.2 Negativa

Kväve och fosfor kan vid bräddning av vattnet i dammarna, så kallad översilning, nå recipient i för höga halter. Bräddning kan behöva göras då inflödet till reningsverket är för stort till exempel i samband med långa regnperioder. Dock är vattnet då bräddning sker utspätt och om dessutom ytligt vatten bräddas bör inte så mycket näring gå förlorad vid en sådan händelse. Ytavrinnig kan också ske om regn faller i samband med eller precis efter bevattning. Näringsämnen kan anrikas på åkermarken om växterna inte kan ta upp den.

Tungmetaller kan också anrikas på mark eller tas upp av växter. För att växter ska kunna ta upp metaller måste de finnas i löst form. Om detta är positivt eller negativt beror på vad som odlas. Det är naturligtvis inte bra att tungmetaller tas upp i livsmedel men för Salix är det bättre att de tas upp än att de anrikas på åkermarken. Salix förbränns och den tungmetallhaltiga askan från rökgasrening deponeras.

Det förbehandlade avloppsvatten som används till bevattning innehåller mycket finkornigt suspenderat material i organisk form. Vid upprepad bevattning kommer detta innebära att dessa ämnen ansamlas i ytlagret och försämrar infiltrationen. Detta leder till en ökad ytavrinning som i sin tur kan innebära en ökad förlust av näringsämnen till sjöar och

vattendrag. Den förmånligaste platsen att bygga bevattningsanläggningar på är där somrarna är varma och relativt lite nederbörd faller. Om grundvattennivån i ett område är låg råder bevattningsförbud och detta är ytterligare ett tillfälle när bevattning med avloppsvatten är en möjlig lösning[69].

En smittospridningsrisk finns speciellt vid själva bevattningen då aerosoler kan bildas och spridas långväga med vinden. Den typ av bevattning som används i Rådanefors (perforerade slangar vid markyta) gör att risken för att aerosoler bildas är liten.

Risk finns också att grundvattentäkter och brunnar förorenas av näringsämnen, metaller eller smittoämnen.

10.2 Synpunkter och diskussion på bättre drift

Eftersom vattnet är skiktat innebär det att ytvattnet och bottenvattnet har olika egenskaper och därför kan man tänka sig att använda vattnen till olika ändamål. Bottenvattnet är näringsrikt och passar därför bra till att bevattna grödor eller energiskog. Ytvattnet är däremot inte så näringsrikt och kan därför användas vid översilning av skogsmark eller vid annan typ av bevattning då bara ett rent vatten eftersträvas.

I reningsverket sker en kvävereduktion vilket inte är bra varken för vattnets totala näringsinnehåll eller sammansättning. Uppehållstiden i reningsverket bör med anledning av detta minskas för att minska kvävereduktionen. Det vore bättre om kvävet fanns kvar i högre halter i det vatten som når dammarna. Denitrifikation sker även i dammarna vilket betyder ytterligare kväveminskning. Fosforhalten minskar också i reningsverket på grund av fastläggning i slam. I dammarna minskar halten med ökad lagringstid beroende på sedimentation. En ungefärlig massbalans (se figur 8.3 och tabell 8.12) visar att vattnet i damm 2 har ett större totalt näringsinnehåll än damm 1.

Med anledning av ovanstående är det inte lämpligt att lagra vattnet så länge som har skett i damm 1. Vattnet tappar då sin funktion som gödningsmedel. Under den lagringstid som krävs för tillräcklig patogenreduktion förloras mycket näring i dammarna. För att uppfylla kravet både på patogenreduktion och näringsinnehåll måste åtgärder vidtas. Det går inte bara att minska lagringstiden.

På grund av växternas större kvävebehov och att det i nuläget är kväve som minskar mest i systemet är kväve det som styr när systemet ska förbättras med avseende på att behålla näring i vattenlösning. Förhållande mellan kväve och fosfor i olika punkter och för olika grödors behov visas i tabell 10.1

[69] Larsson M, *Bevattning med avloppsvatten-Roma nu och sedan,* Kalmar: Institutionen för Naturvetenskap Högskolan i Kalmar, 1995

Tabell 10.1 *Förhållande mellan kväve och fosfor*

	Råg	Vete	Vall	Verket In	Verket Ut	Damm 1	Damm 2
N:P	3:1	5,25:1	14:1	6,4:1	2,9:1	1,2:1	2,9:1

Det vatten som kommer in till reningsverket har en större andel kväve än fosfor och det är därför viktigt att minska kvävereduktionen där för att vattnet ska behålla den sammansättningen. I dammarna finns också mer kväve men skillnaden mellan kväve och fosfor har minskat.

Åtgärder som omrörning kan vidtas i dammarna för att minska sedimentation vilket minskar fosforreduktionen. Detta leder också till att vattnet luftas och då kommer kväveavgången att öka. Det är bättre att gynna möjligheterna att behålla kväve och att ta tillvara den fosfor som sedimenterar genom att gräva ur dammarna. Fosfor lämnar inte dammarna vilket däremot kväve gör. Omrörning är därför inte att föredra.

Ett kontinuerligt flöde genom dammarna om än mycket litet motverkar sedimentation men behöver ej betyda en omrörning så kraftig att den påverkar skiktningen. Detta skulle på så vis kunna gynna möjligheten att behålla både kväve och fosfor i vattenlösning.

Det inläckage av vatten som sker vid nederbörd innebär problem eftersom det leder till att reningsverket inte fungerar normalt och att dammarnas lagringskapacitet inte räcker till. Med anledning av detta har avloppsvatten översilats till kringliggande skogsområden. Dessutom planeras att systemet ska utökas till att tjäna 200 användare. Dammarna fylls redan med det inflöde som är till reningsverket i dagsläget. Det är av dessa anledningar viktigt att minska inläckaget av vatten. Ett minskat inläckage innebär att översilning kan undvikas i större utsträckning. Det gör också att reningsverkets effektivitet ökar samt att koncentrationen av näringsämnen ökar.

Eftersom dammarna omblandas vid höst- och vårcirkulationen är det lämpligare att bevattna under tiden då dammarna är skiktade det vill säga under perioden april till oktober. Detta för att komma åt näringen i en mer koncentrerad form. Ytterligare argument är att denna period sammanfaller ganska väl med växtsäsongen då näringsbehovet är som störst. Det gäller alltså att dammarna är så stora att vatten kan vinterlagras.

10.3 Osäkerheter

Förutom det som diskuteras i kapitlen "Felkällor" tas här upp ytterligare några osäkerheter.

Det är motsägelsefullt att fosforhalten minskar i dammarna eftersom syrehalten är låg i bottenvattnet och det borde betyda att fosfor finns i vattenlösning. Även om det sker en sedimentation borde fosfor lösas ut i en syrefri miljö. Varför det är så är svårt att svara på med tillgängligt mätunderlag. Det finns osäkerheter i analys och provtagning. Dynamiska effekter i dammarna gör att halterna kan variera vid olika tidpunkter och att prover från samma punkt kan visa olika resultat. En annan förklaring kan vara att något av proverna togs på ett för litet djup. Skiktningen var tydlig i damm 1 och möjligen togs ett av bottenproverna för ytligt. Dammarnas botten är inte helt jämn vilket betyder att bottenprov kan tas på olika djup. Det är svårt att ta proverna på exakt samma plats varje gång. Sedimentationen kanske minskar om ett flöde sker i dammarna.

Det basiska pH-värdet i ytvattnet i damm 2 vid första mättillfället är mycket svårt att förklara. Tidigare undersökningar[70] visade att pH-värdet var kring 7 och så gjorde även provserie 2. Normalt pH-värde i avloppsvatten är också kring 7.

10.4 Fortsatta studier

Vid eventuellt fortsatta studier av dammarna i Rådanefors bör man tänka på vilka resurser som finns i projektet. Vid en liten budget kan det vara bra att koncentrera studien till en av dammarna. Det säger säkert lika mycket om funktion och processer som mätningar i flera dammar gör. Det är att föredra att studera en damm ordentligt och lägga alla resurser på det. I detta examensarbetet togs exempelvis prover i damm 3 som visade sig vara ganska svårtolkade och opålitliga. Dessa prover hade gjort större nytta i damm 1 eller 2. Det är också att föredra att studera ett begränsat antal parametrar till exempelvis enbart kväve och fosfor eller metaller. Det är bra att ha flera provpunkter vid samma tillfälle i både plan och profil istället för att ta ett flertal stickprover.

Provtagningarna kräver noggrann planering och väl definierade frågeställningar. Det är till exempel ingen mening med att ta prover i dammarna om man bara vill ha ett svar på systemets funktion. I det fallet räcker det att ta prov på det vatten som används till bevattning det vill säga att provet tas direkt vid bevattningsanordningen. Då avgörs direkt kvaliteten på bevattningsvattnet. För att förklara systemets funktion och för att kunna påverka denna måste dock prover tas i dammarna och i reningsverket.

I nuläget är idén att ta vatten djupt realistiskt eftersom vattenmassorna är så stora att allt vatten ej kan användas till bevattning. Om inläckaget däremot minskas betyder det att allt vatten kanske kommer att spridas på åkermark. Frågan om det är bäst att bevattna med yt- eller bottenvatten

[70] Wikehult C et. al, *Kretslopp med avlopp?*, Göteborg: Göteborgs Universitet Projektarbete Vatten och vattenvård HT96, 1996

blir då inte relevant. Då bör det istället undersökas om vattenvolymen i dammarna blir så stor att skiktning uppkommer. Om så inte är fallet hur kommer det att påverka systemets funktion?

En intressant fråga att besvara fortsättningsvis är till exempel hur vattnets sammansättningen ser ut i de punkter som inte är så djupa som där proverna togs.

Det är viktigt att pH-värdet kontrolleras. Är det fortsatt basiskt pH-värde i damm 2 är det intressant att svara på hur det uppkommer. Den biologiska aktiviteten minskar vid höga basiska värden och det kan påverka funktionen av både reningsverket och dammarna.

Det är också mycket intressant att se hur ett kontinuerligt flöde genom dammarna påverkar funktionen. Ett flöde kan även om det är litet leda till en minskad sedimentation av näring bunden till partiklar. Hur flödet påverkar skiktningen är svårt att säga men det är tänkbart att ett litet flöde inte rör om vattenmassan särskilt mycket och att skiktningen därför behålls.

Reningsverkets funktion måste också studeras bättre för att kunna optimera dess funktion till att passa systemets syfte.

Patogeninnehållet i vattnet måste undersökas bättre innan bevattning sker av något annat än vall. Om lagringstiden minskas för att försöka förbättra systemets funktion är detta speciellt viktigt.

11 Slutsatser

Tabell 11.1, *Sammanställning av mätresultat*

Parameter (mg/l)	Damm 1 Yta	Damm 1 Botten	Damm 2 Yta	Damm 2 Botten
Totalkväve	2,9	5,5	8,9	12,6
Ammonium	0,1	3,0	4,0	10,5
Totalfosfor	0,4	6,4	1,1	6,3
Fosfat	0,2	5,5	0,7	4,0
Bly	0,001	0,002	0,002	0,004
Koppar	0,001	0,003	0,003	0,007
Zink	0,003	0,005	0,005	0,003
Krom	0,003	0,005	0,003	0,005
Nickel	0,001	0,002	0,003	0,005
Kvicksilver	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Kadmium	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Syre	6,2	0,34	13,3	0,29

En slutsats är att vattnets skiktning innebär att yt- och bottenvattnet har olika egenskaper och att det därför går att använda det till olika ändamål. De olika användningsområdena kan vara bevattning av grödor med näringsrikt bottenvatten men det kan också vara bevattning med ett rent ytvatten vid enbart vattenbehov.

Dessutom visade det sig att en för lång lagringstid av vattnet inte är bra. Halterna minskar med ökad lagringstid för kväve. Förklaringen är att kväve avgår genom denitrifikation där nitrat omvandlas till kvävgas. För fosfor märks också en minskning vilket tyder på att en del fosfor sedimenterar. Den enda vägen ut ur systemet för fosfor är genom sedimentation.

En av målsättningarna var att skapa en bild av hur näringen omvandlas i systemet. Det var svårt att göra detta eftersom antalet mätningar var begränsade. Betydligt fler mätningar behöver göras för att få en ordenligt bild av vad som sker i dammarna. Det var också svårt att skapa en helhetsbild eftersom inget kontinuerligt flöde fanns genom systemet. Vattnen hade olika lång lagringstid och var därför svårjämförbara.

Trots denna begränsning har målet i en mening uppnåtts. Det visade sig att dammarna är skiktade och att bottenvattnet har ett högre innehåll av näring vilket är ett svar på hur näringen fördelas och omvandlas i systemet. Det konstateras att en denitrifikation och sedimentering sker och dessutom har en massbalans för systemet gjorts.

Det syns också att innehållet av tungmetaller var jämt fördelat i vattenmassan och att halterna generellt var låga.

Syrehalten var mycket låg precis ovanför botten i alla mätpunkter vilket ökar näringens löslighet i vattnet.

Flödesmätningen visar ett ökat inflöde till reningsverket vid regn och att den effekten förlängs vid stora regn på grund av höjda vattennivåer i området. En slutsats är därmed att det är viktigt att minska inläckaget till ledningsnätet eftersom det påverkar reningsverkets funktion negativt på flera olika sätt. Vid uppehållsväder är dock flödet till verket mindre än förväntat vilket givetvis kan bero på en mindre förbrukning än förväntat. Det kan också bero på ett läckage ut från ledningsnätet vid låga vattennivåer i området.

Den gröda som passar bäst för det näringsförhållande som finns i dammarna är råg. Bottenvatten som ej har lagrats för länge har högst näringsinnehåll och är därför lämpligast att använda till bevattning. Hur stor del näringsmängden räcker till visas i tabell 11.2 för olika vatten. Beräkningen baseras på tillgänglig näringsmängd som redovisas i massbalansen i kapitel 8.6 samt grödornas näringsbehov i tabell 9.1

Tabell 11.2, *Odlingsbar areal för olika typer av vatten*

Gröda	Långtidslagrat (min)		Korttidslagrat		Inkommande (max)	
	N	P	N	P	N	P
Råg	0,3 ha	0,7 ha	0,7 ha	0,7 ha	3,2 ha	1,5 ha
Vete	0,2 ha	0,7 ha	0,3 ha	0,7 ha	1,9 ha	1,5 ha
Vall	0,1 ha	1,4 ha	0,2 ha	1,4 ha	1,4 ha	3,0 ha

Inkommande vatten till verket utgör ett maximalt värde för systemet så länge antalet anslutna användare är 40 personer. Detta värde används för fallet att avloppsvattnet sprids direkt på åkermark. Det visar sig att det då går att göda så stora arealer som redovisas i kolumnen inkommande i tabell 11.2. Det minimala värdet antas vara det som motsvarar långtidslagrat vatten. Detta är dock lite osäkert då ytterligare näring kan försvinna ur systemet. Fortfarande gäller dock antagandet att all fosfor finns tillgänglig i dammarna.

Baserat på det mätunderlag som finns tillgängligt dras slutsatsen att kretsloppet för tillfället inte fungerar som planerat. För stor del av näringen försvinner ut ur systemet innan det används till sitt egentliga syfte. Den näring som finns i bevattningsvattnet räcker inte till att göda speciellt stora arealer för odling någon gröda (se tabell 11.2). Dock har systemet potential att göra detta enligt det maximala värdet i samma tabell. För att uppnå detta krävs enligt examensarbetets resultat och slutsatser ett antal åtgärder enligt de synpunkter som framförs i kapitel 10.2 "Synpunkter och diskussion på bättre drift". Exakt hur stor förbättringen kan bli är väldigt svårt att uppskatta.

12 Referenser

Litteratur

Albihn A, Stenström T A: *Systemanalys VA-Hygienstudie,* Uppsala: VAV AB VA-Forsk Rapport 1998-16, 1998

Arrhenius Å et al., *Alternativ avloppsrening - en studie med det kretsloppsanpassade Rådaneforsprojektet i centrum,* Göteborg: Göteborgs Universitet, Projektarbete Vatten och vattenvård HT95, 1995

Birgersson M et al., *Avloppsrening i stort eller smått,* Göteborg: Göteborgs Universitet Projektarbete ,1997

Bitton G, *Wastewater Microbiology,* Gainesville: Department of Environmental Engineering Sciences University of Florida, 1999

Gatukontoret Visby, *Bevattning med avloppsvatten enligt Gotlandsmodellen,* Visby: Gatukontoret Gotlands kommun, 1986

Gatukontoret Visby, *Bevattning med avloppsvatten enligt Gotlandsmodellen-utvärdering,* Visby: Gatukontoret Gotlands kommun, 1996

Gryaab, *Nya Rya-Utbyggt för kväverening och ökad kapacitet,* Göteborg: Gryaab, 1998

Gunnarsson S, *Upplagring av fosfor i sedimenten i en våtmark som belastas med förbehandlat avloppsvatten,* Uppsala: Institutionen för markvetenskap SLU, 1997

Gustavsson A, *Studier av fosfor- och kväveflöden i småskaliga avloppsanläggningar,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH Examensarbete 1995:2, 1995

Gustafsson M, *Bevattning med avloppsvatten- ett sätt att sluta kretsloppet mellan stad och land?,* Uppsala: Institutionen för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, 1998

Hasselgren K, *Bevattning av energiskog med biologiskt behandlat avloppsvatten,* Malmö:VA-Forsk Rapport 1999-5, 1999

Hedberg T, *Kompendium i vattenbehandling,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH, 1997

Holmström T et al, *Miljöeffekter- kompendium i miljövård del 4,* Stockholm: Miljövårdscentrum, KTH, 1990

Häggström S, *Avloppsrening i Hjälm; Rening av avloppsvatten för att minska närsaltutsläppen till Rolfsån,* Göteborg: Kursmaterial Hydrologi vt 1998 CTH, 1998

Jernlid A-S, Karlsson K, *Våta toalettsystem med urinsortering* ,Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH Examensarbete 1997:6, 1997

Kärrman E et al, *Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall,* Stockholm: VA-forsk rapport 1999-15, VAV, 1999

Larsson M, *Bevattning med avloppsvatten - Roma nu och sedan,* Kalmar: Institutionen för Naturvetenskap Högskolan i Kalmar, 1995

Morrison G, Lind Johansson E, *Understanding the aquatic environment,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH, 1992

Nationalencyklopedin Multimedia, *Version 2.0,* Höganäs: Bokförlaget Bra Böcker AB, 1998

Persson P O, Nilson L, *Miljöskyddsteknik - kompendium i miljöskydd del 2,* Stockholm: Institutionen för Miljöskydd och arbetsvetenskap KTH, 1993

Robinson P, *Gryaab miljörapport Ryaverket 1993;* Göteborg: Gryaab Rapport 1994:1, 1994

Skoog P, Blom G, Haglund J-E, *Ekologi kompendium i miljöskydd del 1,* Stockholm: Institutionen för miljöskydd och arbetsvetenskap KTH, 1990

SMHI, *Klimat, miljö & data- senaste månaden, året,* (http://www.smhi.se/sgn0102/n0203/index.htm), 1999-11-15

Svensson G, *Kompendium i VA-ledningsteknik,* Göteborg: Institutionen för VA-teknik CTH, 1995

Svensson S-E, Mattsson J E, *Quality of sludge from private septic tanks,* Alnarp: Department of agricultural engineering Swedish University of agricultural sciences, 1999

Sörensson F, *Föreläsning 7/9-1999 Emission, Spridning, Omvandling och Deposition av föroreningar*, Göteborg: Institutionen för cell- och molekylärbiologi Allmän och marin mikrobiologi, Göteborgs Universitet, 1999

Tekniska kontoret (1998), *Kretsloppet i Kågeröd - Hur avloppsvatten blir bioenergi,* Tekniska kontoret Svalövs kommun, Svalöv

VA-Verk 1997, *Statistiska uppgifter över kommunala vatten- och avloppsverk,* Stockholm: Statistik VAV S97, 1999

Wikehult C et. al, *Kretslopp med avlopp?*, Göteborg: Göteborgs Universitet Projektarbete Vatten och vattenvård HT96, 1996

Wittgren H B, *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten,* Norrköping: Naturvårdsverket Rapport 4365, 1994

Öhman J, *Årsrapport för Rådanefors reningsverk,* Rådanefors: Färgelanda kommun miljö- och hälsoskydd, 1998

Personreferenser

Axén E, Institutionen för VA-Teknik CTH, Göteborg

Berg J, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala

German J, Institutionen för VA-Teknik CTH, Göteborg

Hadders G, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala

Kärrman E, Institutionen för VA-Teknik CTH, Göteborg

Malmqvist P-A, Mistra Urban Water, Göteborg

Petterson T, Institutionen för VA-Teknik CTH, Göteborg

Sörensson F, Institutionen för cell- och molekylärbiologi Allmän och marin mikrobiologi, Göteborg

Sörman L-O, Institutionen för VA-Teknik CTH, Göteborg

Wallén, B-M, Institutionen för VA-Teknik CTH, Göteborg

Öhman J, Rådanefors kretsloppsanläggning & Partille Kommun Bygg och Miljö, Göteborg

Måndag 12 / 7	Tot kväve	Nitrat	Ammonium	Tot Fosfor	Fosfat
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Damm 1					
Provplats 1, djup 1,0 m	23,90	1,55	0,03	0,56	0,13
Provplats 1, djup 2,5 m	9,17	1,40	6,10	12,00	10,10
Damm 2					
Provplats 1, djup 2,5 m	8,55	2,08	3,60	2,39	1,86
Provplats 2, djup 2,5 m	6,61	2,11	3,20	1,59	0,57
Provplats 3, djup 2,5 m	10,50	2,88	5,40	4,90	0,59
Damm 3					
Provplats 1	11,10	4,43	5,90	2,80	3,00
Verket					
In	133,00	3,74	51,00	19,70	17,70
Ut	18,00	2,37	16,80	6,60	7,90

BILAGA A (1)

Tisdag 13 / 7	Tot kväve	Nitrat	Ammonium	Tot Fosfor	Fosfat
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Damm 1					
Provplats 1, djup 1,0 m	4,51	2,37	0,06	0,68	0,22
Provplats 1, djup 2,5 m	6,35	4,00	2,40	5,60	4,90
Damm 2					
Provplats 1, djup 2,5 m	9,93	3,27	8,00	3,41	3,00
Provplats 2, djup 2,5 m	9,37	2,84	8,00	2,62	2,20
Provplats 3, djup 2,5 m	11,20	3,05	11,00	5,20	4,90
Damm 3					
Provplats 1	5,99	2,32	1,00	1,24	0,39
Verket					
In	120,00	2,88	54,00	15,20	13,40
Ut	28,10	2,67	24,00	7,20	7,10

Onsdag 14/7	Koliforma bakterier	Escherichia coli	Sulfitred. Clostridier
	(st/100 ml)	(st/100 ml)	(st/100 ml)
Damm 3	700	460	90

BILAGA A (2)

Onsdag 14 / 7	Tot kväve	Nitrat	Ammonium	Tot Fosfor	Fosfat
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Damm 2					
Provplats 1, djup 0,5 m	7,22	3,91	0,07	1,14	0,15
Provplats 1, djup 2,5 m	29,60	5,85	33,00	19,20	7,60
Provplats 2, djup 0,5 m	6,56	3,01	0,07	1,40	0,23
Provplats 2, djup 2,5 m	15,20	3,61	10,20	10,00	6,60
Provplats 3, djup 2,5 m	8,04	3,66	7,00	9,20	6,50
Damm 3					
Provplats 1	2,41	2,84	0,20	1,06	0,44
Verket					
In	80,40	3,14	58,00	17,10	15,40
Ut	22,50	3,57	22,00	9,70	7,70

Onsdag 14/7	syrehalt (mg/l)	pH	temperatur
Damm 1			
Provplats 1, djup 0,5 m	8,3	7,3	21
Provplats 1, djup 2,5 m	0,6	6,7	15,6
Damm 2			
Provplats 1, djup 0,5 m	23	9,78	21,7
Provplats 1, djup 2,5m	0,5	6,78	11,6
Provplats 2, djup 0,5 m	16	9,7	22,6
Provplats 2, djup 2,5 m	0,56	7,3	17,5
Provplats 3, djup 0,5 m	12,5	9,6	22,4
Provplats 3, djup 2,5 m	0,3	6,4	11

Torsdag 9/9	syrehalt (mg/l)	pH	temperatur
Damm 1			
Djup 0,5 m	4	7,3	15,2
Djup 1,0 m	3,9		15,2
Djup 1,5 m	3,5		15
Djup 1,8 m	2		15
Djup 2,0 m	0,9		14,9
Djup 3,0 m	0,07	6,9	12,6
Damm 2			
Djup 0,5 m	1,8	7,4	16
Djup 1,0 m	0,9		15,6
Djup 2,0 m	0,06		13,2
Djup 3,0 m	0,04	6,7	11,3

BILAGA B

KM
KJESSLER & MANNERSTRÅLE
KM LAB AB
Kasen 27B, 451 50 Uddevalla · Tel: 0522-140 90 · Fax: 0522-302 44
ORG.NR 556152-0916 STYRELSENS SÄTE: SOLNA

SWEDAC ACKREDITERING 1006

RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

Rapport Nr 9911111

Uppdragsgivare

Instutionen för VA-teknik, CTH
c/o Erik Kärrman

Chalmers tekniska högskola
412 96 GÖTEBORG

Instutionen för VA-teknik, CTH
c/o Erik Kärrman

Chalmers tekniska högskola
412 96 GÖTEBORG

Avser

Avloppsvatten

Prov avseende : Examensarbete
Övrig info :
forts.info :

Information om provet och provtagningen

Provtagningsdatum	: 1999-07-14	Ankomstdatum	: 1999-07-14
Provtagningstidpunkt	: 1330	Ankomsttidpunkt	: 1500
Temperatur vid provtagning	: -		
Provets märkning	: 990714		
Provtagare	: Mikael Adrian		

Analysresultat

Metodbeteckning	*Analys/Undersökning av*	*Resultat*	*Enhet*
SS028166-2	Koliforma bakterier 35 °C	700	st/100ml
SS028166-2	Escherichia coli	460	st/100ml
NMKL 56-3 (*)	Sulfitred. clostridier	90	st/100ml

(*) : Ej ackrediterad metod.

Uppgift om mätosäkerhet i resultat kan erhållas efter förfrågan till laboratoriet.

Uddevalla 1999-07-19

Pia Forsberg
Ansvarig undersökare

Ackrediterat laboratorium utses av Styrelsen för teknisk ackreditering (SWEDAC) enligt lag. Verksamheten vid de svenska ackrediterade laboratorierna uppfyller kraven enligt SS-EN 45001(1989), SS-EN 45002(1989) och ISO/IEC Guide 25(1990:E). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte SWEDAC och utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.

BILAGA C (1)

AnalyCen

SWEDAC ACKREDITERING 1125 EN 45001

RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by Accredited Laboratory
AnalyCen Göteborg

RAPPORT till:

Chalmers Tekniska Högskola AB
Institutionen för VA-teknik
412 96 Göteborg

Kopiemottagare

Mikael Adrian
Gibraltargatan 82-165
Göteborg

Provet ankom: 1999-09-09 Analysrapport klar: 1999-09-24 Journalnr: MG009286-99 Sida 1 (1)

Kundnr	8432101-167425
Provtyp	Avloppsvatten
Provtagningsdatum	1999-09-09
Provets märkning	Prov 1

Analysnamn	Resultat	Enhet	KRUT-kod/metod	
Bly Pb	0.002	mg/l	PB-AG	L
Koppar Cu	0.003	mg/l	CU-AG	L
Zink Zn	0.005	mg/l	ZN-AG	L
Krom Cr	0.003	mg/l	CR-AG	L
Nickel Ni	0.003	mg/l	NI-AG	L
Kobolt Co	0.003	mg/l	CO-AG	L
Kvicksilver Hg	<0.2	mg/l	HGM	L
Kadmium Cd	<0.0001	mg/l	CD-AG	L
Kväve total	13	mg/l	NTOT-NT	G
Fosfor total	0.8	mg/l	PTOT-NTP	G
Ammonium-nitrogen	12	mg/l	NH4N-NTS	G
Nitrat-nitrogen	<0.01	mg/l	NO3N-NX	G
Fosfatfosfor	1.6	mg/l	PO4P-NT	G

Per Sahlin
Analysansvarig

* ej ackrediterad analys
B = Resultat beräknat utifrån kunduppgift

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Verksamheten vid de svenska ackrediterade laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN 450 (1989), SS-EN 45002 (1989) och ISO/IEC Guide 25 (1990:E).
Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte SWEDAC och utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Metodförteckning med mätosäkerhet kan erhållas från AnalyCen.

Postadress		Telefon	Telefax	Postadress		Telefon	Telefax
AnalyCen Nordic AB, Box 905 531 19 LIDKOPING	(L)	0510-887 00	0510-664 38	AnalyCen Nordic AB, Box 905, 601 19 NORRKOPING	(N)	011-21 81 44	011-21 82 15
AnalyCen Nordic AB, Box 11404, 404 29 GÖTEBORG	(G)	031-61 37 40	031-15 05 12	AnalyCen Nordic AB, Box 407, 751 06 UPPSALA	(U)	018-68 60 69	018-68 60 75
AnalyCen Nordic AB, Box 244, 532 23 SKARA	(S)	0511-131 55	0511-186 40	AnalyCen Lva AB, Box 38155, 100 64 STOCKHOLM		08-720 31 10	08-720 30 58

Styrelsens säte Lidköping Vat nr SE556065795801

AnalyCen

SWEDAC ACKREDITERING 1125 EN 45 001

RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by Accredited Laboratory
AnalyCen Göteborg

RAPPORT till:

Chalmers Tekniska Högskola AB
Instutitionen för VA-teknik
412 96 Göteborg

Kopiemottagare

Mikael Adrian
Gibraltargatan 82-165
Göteborg

Provet ankom:1999-09-09 Analysrapport klar:1999-09-24 Journalnr:MG009287-99 Sida:1 (1)

Kundnr	8432101-167425
Provtyp	Avloppsvatten
Provtagningsdatum	1999-09-09
Provets märkning	Prov 2

Analysnamn	Resultat	Enhet	KRUT-kod/metod	
Bly Pb	0.004	mg/l	PB-AG	L
Koppar Cu	0.007	mg/l	CU-AG	L
Zink Zn	0.003	mg/l	ZN-AG	L
Krom Cr	0.005	mg/l	CR-AG	L
Nickel Ni	0.005	mg/l	NI-AG	L
Kobolt Co	0.005	mg/l	CO-AG	L
Kvicksilver Hg	<0.0002	mg/l	HGM	L
Kadmium Cd	<0.0001	mg/l	CD-AG	L
Kväve total	17	mg/l	NTOT-NT	G
Fosfor total	4.7	mg/l	PTOT-NTP	G
Ammonium-nitrogen	16	mg/l	NH4N-NTS	G
Nitrat-nitrogen	<0.01	mg/l	NO3N-NX	G
Fosfatfosfor	5.4	mg/l	PO4P-NT	G

Per Sahlin
Analysansvarig

* ej ackrediterad analys
B = Resultat beräknat utifrån kunduppgift

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Verksamheten vid de svenska ackrediterade laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN 450 (1989), SS-EN 45002 (1989) och ISO/IEC Guide 25 (1990:E).
Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte SWEDAC och utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Metodförteckning med mätosäkerhet kan erhållas från AnalyCen.

Postadress		Telefon	Telefax	Postadress		Telefon	Telefax
AnalyCen Nordic AB, Box 905, 531 19 LIDKÖPING	(L)	0510-887 00	0510-664 38	AnalyCen Nordic AB, Box 905, 601 19 NORRKÖPING	(N)	011-21 81 44	011-21 82 15
AnalyCen Nordic AB, Box 11404, 404 29 GÖTEBORG	(G)	031-61 37 40	031-15 05 12	AnalyCen Nordic AB, Box 407, 751 06 UPPSALA	(U)	018-68 60 69	018-68 60 75
AnalyCen Nordic AB, Box 244, 532 23 SKARA	(S)	0511-131 55	0511-186 40	AnalyCen Liva AB, Box 38155, 100 64 STOCKHOLM		08-720 31 10	08-720 30 58

Styrelsens säte: Lidköping Vat nr SE556065795801

AnalyCen

SWEDAC ACKREDITERING 1125 EN 45 001

RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by Accredited Laboratory
AnalyCen Göteborg

RAPPORT till:

Chalmers Tekniska Högskola AB
Instutitionen för VA-teknik
412 96 Göteborg

Kopiemottagare

Mikael Adrian
Gibraltargatan 82-165
Göteborg

Provet ankom:1999-09-09 Analysrapport klar:1999-09-29 Journalnr:MG009288-99 Sida 1 (1)

Kundnr	8432101-167425
Provtyp	Avloppsvatten
Provtagningsdatum	1999-09-09
Provets märkning	Prov 3

Analysnamn	Resultat	Enhet	KRUT-kod/metod	
Bly Pb	0.001	mg/l	PB-AG	L
Koppar Cu	0.001	mg/l	CU-AG	L
Zink Zn	0.003	mg/l	ZN-AG	L
Krom Cr	0.003	mg/l	CR-AG	L
Nickel Ni	0.001	mg/l	NI-AG	L
Kobolt Co	<0.001	mg/l	CO-AG	L
Kvicksilver Hg	<0.0002	mg/l	HGM	L
Kadmium Cd	<0.0001	mg/l	CD-AG	L
Kväve total	1.2	mg/l	NTOT-NT	G
Fosfor total	0.14	mg/l	PTOT-NTP	G
Ammonium-nitrogen	0.23	mg/l	NH4N-NTS	G
Nitrat-nitrogen	<0.005	mg/l	NO3N-NX	G
Fosfatfosfor	0.07	mg/l	PO4P-NT	G

Per Sahlin
Analysansvarig

* ej ackrediterad analys
B = Resultat beräknat utifrån kunduppgift

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Verksamheten vid de svenska ackrediterade laboratoriema uppfyller kraven i SS-EN 450 (1989), SS-EN 45002 (1989) och ISO/IEC Guide 25 (1990:E).
Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte SWEDAC och utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Metodförteckning med mätosäkerhet kan erhållas från AnalyCen.

Postadress		Telefon	Telefax	Postadress		Telefon	Telefax
AnalyCen Nordic AB, Box 905, 531 19 LIDKOPING	(L)	0510-887 00	0510-664 38	AnalyCen Nordic AB, Box 905, 601 19 NORRKOPING	(N)	011-21 81 44	011-21 82 15
AnalyCen Nordic AB, Box 11404, 404 29 GOTEBORG	(G)	031-61 37 40	031-15 05 12	AnalyCen Nordic AB, Box 407, 751 06 UPPSALA	(U)	018-68 60 69	018-68 60 75
AnalyCen Nordic AB, Box 244, 532 23 SKARA	(S)	0511-131 55	0511-186 40	AnalyCen Liva AB, Box 38155, 100 64 STOCKHOLM		08-720 31 10	08-720 30 58

Styrelsens säte: Lidköping. Vat.nr SE556065795801

AnalyCen

SWEDAC ACKREDITERING 1125 EN 45001

RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by Accredited Laboratory
AnalyCen Göteborg

RAPPORT till:

Chalmers Tekniska Högskola AB
Institutionen för VA-teknik
412 96 Göteborg

Kopiemottagare

Mikael Adrian
Gibraltargatan 82-165
Göteborg

Provet ankom:1999-09-09 Analysrapport klar:1999-09-24 Journalnr:MG009289-99 Sida 1 (1)

Kundnr	8432101-167425
Provtyp	Avloppsvatten
Provtagningsdatum	1999-09-09
Provets märkning	Prov 4

Analysnamn	Resultat	Enhet	KRUT-kod/metod	
Bly Pb	0.002	mg/l	PB-AG	L
Koppar Cu	0.003	mg/l	CU-AG	L
Zink Zn	0.005	mg/l	ZN-AG	L
Krom Cr	0.005	mg/l	CR-AG	L
Nickel Ni	0.002	mg/l	NI-AG	L
Kobolt Co	0.003	mg/l	CO-AG	L
Kvicksilver Hg	<0.0002	mg/l	HGM	L
Kadmium Cd	<0.0001	mg/l	CD-AG	L
Kväve total	1.0	mg/l	NTOT-NT	G
Fosfor total	1.5	mg/l	PTOT-NTP	G
Ammonium-nitrogen	0.5	mg/l	NH4N-NTS	G
Nitrat-nitrogen	<0.005	mg/l	NO3N-NX	G
Fosfatfosfor	1.2	mg/l	PO4P-NT	G

Per Sahlin
Analysansvarig

* ej ackrediterad analys
B = Resultat beräknat utifrån kunduppgift

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Verksamheten vid de svenska ackrediterade laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN 450 (1989), SS-EN 45002 (1989) och ISO/IEC Guide 25 (1990:E).
Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte SWEDAC och utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Metodförteckning med mätosäkerhet kan erhållas från AnalyCen.

Postadress		Telefon	Telefax	Postadress		Telefon	Telefax
AnalyCen Nordic AB, Box 905, 531 19 LIDKÖPING	(L)	0510-887 00	0510-664 38	AnalyCen Nordic AB, Box 905, 601 19 NORRKÖPING	(N)	011-21 81 44	011-21 82 15
AnalyCen Nordic AB, Box 11404, 404 29 GÖTEBORG	(G)	031-61 37 40	031-15 05 12	AnalyCen Nordic AB, Box 407, 751 06 UPPSALA	(U)	018-68 60 69	018-68 60 75
AnalyCen Nordic AB, Box 244, 532 23 SKARA	(S)	0511-131 55	0511-186 40	AnalyCen Liva AB, Box 38155, 100 64 STOCKHOLM		08-720 31 10	08-720 30 58

Styrelsens säte: Lidköping. Vat nr SE556065795801

Vete	Kväve	Fosfor	Kalium	Bly	Koppar	Zink	Krom	Nickel	Kobolt	Kvicksilver	Kadmium
Behov kg/ha år	**105**	**20**	**20**								
Gränsvärden g/ha år				**25**	**300**	**600**	**40**	**25**		**1,5**	**0,75**
Blandade vatten mg/l											
Halt i ytvatten (1+2)	5,90	0,79		0,0015	0,002	0,004	0,003	0,002	0,002	0,0002	0,0001
Halt i bottenvatten (1+2)	9,06	6,35		0,003	0,005	0,004	0,005	0,0035	0,004	0,0002	0,0001
Damm 1 (yta+djup)	4,19	3,42		0,0015	0,002	0,004	0,004	0,0015	0,002	0,0002	0,0001
Damm 2 (yta+djup)	10,77	3,72		0,003	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004	0,0002	0,0001
Spec. vatten mg/l											
Halt i ytvatten damm 1	2,86	0,46		0,001	0,001	0,003	0,003	0,001	0,001	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 1	5,51	6,37		0,002	0,003	0,005	0,005	0,002	0,003	0,0002	0,0001
Halt i ytvatten damm 2	8,93	1,11		0,002	0,003	0,005	0,003	0,003	0,003	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 2	12,60	6,32		0,004	0,007	0,003	0,005	0,005	0,005	0,0002	0,0001
Nödvändig vattenmängd m3/ha år				**Metallinnehåll vid nödvändig vattenmängd g/ha år**							
Halt i ytvatten (1+2)	17812	25478		26,7	35,6	71,2	53,4	35,6	35,6	3,6	1,8
Halt i bottenvatten (1+2)	11596	3152		9,5	15,8	12,6	15,8	11,0	12,6	0,6	0,3
Damm 1 (yta+djup)	25090	5857		8,8	11,7	23,4	23,4	8,8	11,7	1,2	0,6
Damm 2 (yta+djup)	9754	5384		16,2	26,9	21,5	21,5	21,5	21,5	1,1	0,5
Halt i ytvatten damm 1	36713	43478		43,5	43,5	130,4	130,4	43,5	43,5	8,7	4,3
Halt i djupvatten damm 1	19056	3140		6,3	9,4	15,7	15,7	6,3	9,4	0,6	0,3
Halt i ytvatten damm 2	11758	18018		23,5	35,3	58,8	35,3	35,3	35,3	2,4	1,2
Halt i djupvatten damm 2	8333	3165		12,7	22,2	9,5	15,8	15,8	15,8	0,6	0,3

BILAGA
D(1)

Begränsande metall	Gräns	Begränsande näringsämne					
		Halt i ytvatten 1+2		Halt i ytvatten damm 1		Halt i ytvatten damm 2	
		N		N		N	
		Volym		Volym		Volym	
Bly	25	16667		25000			
Krom	40,0	13333		13333			
Nickel	25,0	12500		25000		8333	
Kvicksilver	1,5	7500		7500		7500	
Kadmium	0,75	7500		7500		2019	

Tilläggsbehov kg/ha år	Metallbegränsning		Övrig Begränsning		Möjlig vattenvolym m3/ha och år
	Kväve	Fosfor	Kväve	Fosfor	
Halt i ytvatten (1+2)	31	10	0	0	12500
Halt i bottenvatten (1+2)	0	0	76	0	3152
Damm 1 (yta+djup)	0	0	80	0	5857
Damm 2 (yta+djup)	0	0	47	0	5384
Halt i ytvatten damm 1	67	14	0	0	13333
Halt i djupvatten damm 1	0	0	88	0	3140
Halt i ytvatten damm 2	31	11	0	0	8333
Halt i djupvatten damm 2	0	0	65	0	3165

BILAGA
D(1)

Råg	Kväve	Fosfor	Kalium	Bly	Koppar	Zink	Krom	Nickel	Kobolt	Kvicksilver	Kadmium
Behov kg/ha år	**60**	**20**	**20**								
Gränsvärden g/ha år				**25**	**300**	**600**	**40**	**25**		**1,5**	**0,75**
Blandade vatten mg/l											
Halt i ytvatten (1+2)	5,90	0,79		0,0015	0,002	0,004	0,003	0,002	0,002	0,0002	0,0001
Halt i bottenvatten (1+2)	9,06	6,35		0,003	0,005	0,004	0,005	0,0035	0,004	0,0002	0,0001
Damm 1 (yta+djup)	4,19	3,42		0,0015	0,002	0,004	0,004	0,0015	0,002	0,0002	0,0001
Damm 2 (yta+djup)	10,77	3,72		0,003	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004	0,0002	0,0001
Spec. vatten mg/l											
Halt i ytvatten damm 1	2,86	0,46		0,001	0,001	0,003	0,003	0,001	0,001	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 1	5,51	6,37		0,002	0,003	0,005	0,005	0,002	0,003	0,0002	0,0001
Halt i ytvatten damm 2	8,93	1,11		0,002	0,003	0,005	0,003	0,003	0,003	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 2	12,60	6,32		0,004	0,007	0,003	0,005	0,005	0,005	0,0002	0,0001
Nödvändig vattenmängd m3/ha år				**Metallinnehåll vid nödvändig vattenmängd g/ha år**							
Halt i ytvatten (1+2)	10178	25478		15,3	20,4	40,7	30,5	20,4	20,4	2,0	1,0
Halt i bottenvatten (1+2)	6626	3152		9,5	15,8	12,6	15,8	11,0	12,6	0,6	0,3
Damm 1 (yta+djup)	14337	5857		8,8	11,7	23,4	23,4	8,8	11,7	1,2	0,6
Damm 2 (yta+djup)	5574	5384		16,7	27,9	22,3	22,3	22,3	22,3	1,1	0,6
Halt i ytvatten damm 1	20979	43478		21,0	21,0	62,9	62,9	21,0	21,0	4,2	2,1
Halt i djupvatten damm 1	10889	3140		6,3	9,4	15,7	15,7	6,3	9,4	0,6	0,3
Halt i ytvatten damm 2	6719	18018		13,4	20,2	33,6	20,2	20,2	20,2	1,3	0,7
Halt i djupvatten damm 2	4762	3165		12,7	22,2	9,5	15,8	15,8	15,8	0,6	0,3

BILAGA D(2)

Begränsande metall	Gräns	Begränsande näringsämne	
		Halt i ytvatten damm1	
		N	
		Volym	
Bly	25		
Krom	40,0	13333	
Nickel	25,0		
Kvicksilver	1,5	7500	
Kadmium	0,75	7500	

Tilläggsbehov kg/ha år	Metallbegränsning		Övrig Begränsning		Möjlig vattenvolym m3/ha och år
	Kväve	Fosfor	Kväve	Fosfor	
Halt i ytvatten (1+2)	0	0	0	12,0	10178
Halt i bottenvatten (1+2)	0	0	31	0	3152
Damm 1 (yta+djup)	0	0	35	0	5857
Damm 2 (yta+djup)	0	0	1	0	5384
Halt i ytvatten damm 1	22	14			13333
Halt i djupvatten damm 1	0	0	43	0	3140
Halt i ytvatten damm 2	0	0	0	13	6719
Halt i djupvatten damm 2	0	0	20	0	3165

BILAGA
D(2)

Rågvete, korn, havre	Kväve	Fosfor	Kalium	Bly	Koppar	Zink	Krom	Nickel	Kobolt	Kvicksilver	Kadmium
Behov kg/ha år	**65**	**20**	**20**								
Gränsvärden g/ha år				**25**	**300**	**600**	**40**	**25**		**1,5**	**0,75**
Blandade vatten mg/l											
Halt i ytvatten (1+2)	5,90	0,79		0,0015	0,002	0,004	0,003	0,002	0,002	0,0002	0,0001
Halt i bottenvatten (1+2)	9,06	6,35		0,003	0,005	0,004	0,005	0,0035	0,004	0,0002	0,0001
Damm 1 (yta+djup)	4,19	3,42		0,0015	0,002	0,004	0,004	0,0015	0,002	0,0002	0,0001
Damm 2 (yta+djup)	10,77	3,72		0,003	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004	0,0002	0,0001
Spec. vatten mg/l											
Halt i ytvatten damm 1	2,86	0,46		0,001	0,001	0,003	0,003	0,001	0,001	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 1	5,51	6,37		0,002	0,003	0,005	0,005	0,002	0,003	0,0002	0,0001
Halt i ytvatten damm 2	8,93	1,11		0,002	0,003	0,005	0,003	0,003	0,003	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 2	12,60	6,32		0,004	0,007	0,003	0,005	0,005	0,005	0,0002	0,0001
Nödvändig vattenmängd m3/ha år				**Metallinnehåll vid nödvändig vattenmängd g/ha år**							
Halt i ytvatten (1+2)	11026	25478		16,5	22,1	44,1	33,1	22,1	22,1	2,2	1,1
Halt i bottenvatten (1+2)	7178	3152		9,5	15,8	12,6	15,8	11,0	12,6	0,6	0,3
Damm 1 (yta+djup)	15532	5857		8,8	11,7	23,4	23,4	8,8	11,7	1,2	0,6
Damm 2 (yta+djup)	6038	5384		18,1	30,2	24,2	24,2	24,2	24,2	1,2	0,6
Halt i ytvatten damm 1	22727	43478		22,7	22,7	68,2	68,2	22,7	22,7	4,5	2,3
Halt i djupvatten damm 1	11797	3140		6,3	9,4	15,7	15,7	6,3	9,4	0,6	0,3
Halt i ytvatten damm 2	7279	18018		14,6	21,8	36,4	21,8	21,8	21,8	1,5	0,7
Halt i djupvatten damm 2	5159	3165		12,7	22,2	9,5	15,8	15,8	15,8	0,6	0,3

Begränsande metall	Gräns	Begränsande näringsämne	
		Halt i ytvatten damm 1	
		N	
		Volym	
Bly	25		
Krom	40,0	13333	
Nickel	25,0		
Kvicksilver	1,5	7500	
Kadmium	0,75	7500	

Tilläggsbehov kg/ha år	Metallbegränsning		Övrig Begränsning		Möjlig vattenvolym m3/ha och år
	Kväve	Fosfor	Kväve	Fosfor	
Halt i ytvatten (1+2)	0	0	0	11,3	11026
Halt i bottenvatten (1+2)	0	0	36	0	3152
Damm 1 (yta+djup)	0	0	40	0	5857
Damm 2 (yta+djup)	0	0	2	0	6038
Halt i ytvatten damm 1	27	14			13333
Halt i djupvatten damm 1	0	0	48	0	3140
Halt i ytvatten damm 2	0	0	0	12	7279
Halt i djupvatten damm 2	0	0	25	0	3165

BILAGA
D(3)

Salix år 1	Kväve	Fosfor	Kalium	Bly	Koppar	Zink	Krom	Nickel	Kobolt	Kvicksilver	Kadmium
Behov kg/ha år	**100**	**8,25**	**27**								
Gränsvärden g/ha år				**25**	**300**	**600**	**40**	**25**		**1,5**	**0,75**
Blandade vatten mg/l											
Halt i ytvatten (1+2)	5,90	0,79		0,0015	0,002	0,004	0,003	0,002	0,002	0,0002	0,0001
Halt i bottenvatten (1+2)	9,06	6,35		0,003	0,005	0,004	0,005	0,0035	0,004	0,0002	0,0001
Damm 1 (yta+djup)	4,19	3,42		0,0015	0,002	0,004	0,004	0,0015	0,002	0,0002	0,0001
Damm 2 (yta+djup)	10,77	3,72		0,003	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004	0,0002	0,0001
Spec. vatten mg/l											
Halt i ytvatten damm 1	2,86	0,46		0,001	0,001	0,003	0,003	0,001	0,001	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 1	5,51	6,37		0,002	0,003	0,005	0,005	0,002	0,003	0,0002	0,0001
Halt i ytvatten damm 2	8,93	1,11		0,002	0,003	0,005	0,003	0,003	0,003	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 2	12,60	6,32		0,004	0,007	0,003	0,005	0,005	0,005	0,0002	0,0001
Nödvändig vattenmängd m3/ha år				**Metallinnehåll vid nödvändig vattenmängd g/ha år**							
Halt i ytvatten (1+2)	16964	10510		15,8	21,0	42,0	31,5	21,0	33,9	2,1	1,1
Halt i bottenvatten (1+2)	11044	1300		3,9	6,5	5,2	6,5	4,6	5,2	0,3	0,1
Damm 1 (yta+djup)	23895	2416		3,6	4,8	9,7	9,7	3,6	4,8	0,5	0,2
Damm 2 (yta+djup)	9289	2221		6,7	11,1	8,9	8,9	8,9	8,9	0,4	0,2
Halt i ytvatten damm 1	34965	17935		17,9	17,9	53,8	53,8	17,9	17,9	3,6	1,8
Halt i djupvatten damm 1	18149	1295		2,6	3,9	6,5	6,5	2,6	3,9	0,3	0,1
Halt i ytvatten damm 2	11198	7432		14,9	22,3	37,2	22,3	22,3	22,3	1,5	0,7
Halt i djupvatten damm 2	7937	1305		5,2	9,1	3,9	6,5	6,5	6,5	0,3	0,1

Tilläggsbehov kg/ha år	Metallbegränsning		Övrig Begränsning		Möjlig vattenvolym m3/ha och år
	Kväve	Fosfor	Kväve	Fosfor	
Halt i ytvatten (1+2)	0	0	38	0	10510
Halt i bottenvatten (1+2)	0	0	88	0	1300
Damm 1 (yta+djup)	0	0	90	0	2416
Damm 2 (yta+djup)	0	0	76	0	2221
Halt i ytvatten damm 1	0	0	49		17935
Halt i djupvatten damm 1	0	0	93	0	1295
Halt i ytvatten damm 2	0	0	34	0	7432
Halt i djupvatten damm 2	0	0	84	0	1305

Salix år 2-4	Kväve	Fosfor	Kalium	Bly	Koppar	Zink	Krom	Nickel	Kobolt	Kvicksilver	Kadmium
Behov kg/ha år	**60**	**8,25**	**27**								
Gränsvärden g/ha år				**25**	**300**	**600**	**40**	**25**		**1,5**	**0,75**
Blandade vatten mg/l											
Halt i ytvatten (1+2)	5,90	0,79		0,0015	0,002	0,004	0,003	0,002	0,002	0,0002	0,0001
Halt i bottenvatten (1+2)	9,06	6,35		0,003	0,005	0,004	0,005	0,0035	0,004	0,0002	0,0001
Damm 1 (yta+djup)	4,19	3,42		0,0015	0,002	0,004	0,004	0,0015	0,002	0,0002	0,0001
Damm 2 (yta+djup)	10,77	3,72		0,003	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004	0,0002	0,0001
Spec. vatten mg/l											
Halt i ytvatten damm 1	2,86	0,46		0,001	0,001	0,003	0,003	0,001	0,001	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 1	5,51	6,37		0,002	0,003	0,005	0,005	0,002	0,003	0,0002	0,0001
Halt i ytvatten damm 2	8,93	1,11		0,002	0,003	0,005	0,003	0,003	0,003	0,0002	0,0001
Halt i djupvatten damm 2	12,60	6,32		0,004	0,007	0,003	0,005	0,005	0,005	0,0002	0,0001
Nödvändig vattenmängd m3/ha år				**Metallinnehåll vid nödvändig vattenmängd g/ha år**							
Halt i ytvatten (1+2)	10178	10510		15,3	20,4	40,7	30,5	20,4	20,4	2,0	1,0
Halt i bottenvatten (1+2)	6626	1300		3,9	6,5	5,2	6,5	4,6	5,2	0,3	0,1
Damm 1 (yta+djup)	14337	2416		3,6	4,8	9,7	9,7	3,6	4,8	0,5	0,2
Damm 2 (yta+djup)	5574	2221		6,7	11,1	8,9	8,9	8,9	8,9	0,4	0,2
Halt i ytvatten damm 1	20979	17935		17,9	17,9	53,8	53,8	17,9	17,9	3,6	1,8
Halt i djupvatten damm 1	10889	1295		2,6	3,9	6,5	6,5	2,6	3,9	0,3	0,1
Halt i ytvatten damm 2	6719	7432		13,4	20,2	33,6	20,2	20,2	20,2	1,3	0,7
Halt i djupvatten damm 2	4762	1305		5,2	9,1	3,9	6,5	6,5	6,5	0,3	0,1

Tilläggsbehov kg/ha år	Metallbegränsning		Övrig Begränsning		Möjlig vattenvolym m3/ha och år
	Kväve	Fosfor	Kväve	Fosfor	
Halt i ytvatten (1+2)	0	0	0	0,3	10178
Halt i bottenvatten (1+2)	0	0	48	0	1300
Damm 1 (yta+djup)	0	0	50	0	2416
Damm 2 (yta+djup)	0	0	36	0	2221
Halt i ytvatten damm 1	0	0	9	0	17935
Halt i djupvatten damm 1	0	0	53	0	1295
Halt i ytvatten damm 2	0	0	0	1	6719
Halt i djupvatten damm 2	0	0	44	0	1305