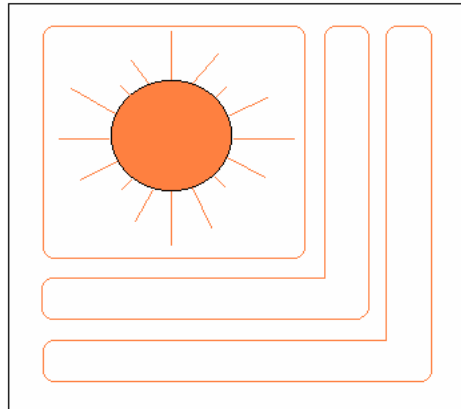


Kan ljusanläggning öka reningseffektiviteten vintertid?



- en studie av bakterie- och näringsreduktionen i Bergums
vattenreningskärr



Sammanfattning

Detta examensarbete behandlar möjligheten att med ljusanläggning i Bergums vattenreningskärr öka reningseffektiviteten vintertid, m a p bakterier och närsalter. Målet var att 1) relatera primärproduktionen till belysningen 2) relatera ciliatabundansen till belysningen samt 3) identifiera en reningseffektivitetsökning beträffande bakterier och närsalter. Eftersom inga tidigare studier utförts m a p ljusanläggningars påverkan på ekologiska öppna vattenreningsystem vintertid medför denna studie en komplettering till den pågående forskning om alternativa metoder för vattenrening.

Primärproduktionen bestämdes genom syrgashaltsmätningar i fält samt genom analys av klorofyll-a innehåll i vattenprover (ISO-standardiserad metod). Ciliatpopulationen bestämdes genom mikroskopiska analyser av vattenprover. Bakterie och närsaltsanalyser av vattenprover utfördes av ALcontrol AB och kompletterades med konduktivitetsmätningar i fält.

Resultaten från denna studie visar tydligt att ljusanläggningen, under experimentets betingelser, inte har någon inverkan på primärproduktionen, ciliatabundansen eller reningseffektiviteten beträffande närsalter och bakterier. Kompletterande undersökningar m a p ljusanläggningens inverkan på reningseffektiviteten bör utföras innan ljusrampsmetoden avfärdas. Studien har även visat att bakteriereduktionen är det främsta problemet och en lämplig metod beträffande bakteriereduktionen bör snarast introduceras så att de badhygieniska kraven kan uppfyllas. Närsaltshalterna håller sig, trots obetydlig inverkan av ljusanläggningen, kring gränsvärdena för reningsverk. Den låga N/P-kvoten i det av vattenreningskärret renade avloppsvattnet, medför att fosfor inte begränsar primärproduktionen i limniska system så att primärproduktionen i skärgård och kusthav inte påverkas.

Samtliga resultat indikerar att reningen i huvudsak sker i första dammen. Vilket implicerar att ingrepp avsedda för förbättring av reningseffektiviteten skall utföras i denna levé.

Summary

This study deals with the possibility of enhancing the removal efficiency of wastewater at winter, concerning bacteria and nutrient, with an illumination system at Bergum wastewater treatment system. The aims were 1) to relate the primary production to the illumination, 2) to relate the abundance of ciliates to the illumination 3) to identify an increase in removal efficiency concerning bacteria and nutrients. Since no other studies concerning the impact illumination systems have on open ecological wastewater treatment systems at winter, this study complement research concerning wetland technology.

The primary production was determined by the ISO standard method for analysing chlorophyll-a abundance in samples of water together with oxygen content measurements in the waste water system. The ciliate population was determined by microscopic analysis of samples of the wastewater. The ALcontrol AB's analysis of bacteria and nutrient abundance in samples of water was complemented by conductivity measurements in the system.

The results from this study indicate that illumination systems, in the course of the experimental circumstances, do not have an impact on primary production, ciliate abundance nor the removal capacity concerning bacteria and nutrient. The illumination method should not be ignored until further thorough investigations concerning the impact artificial light have on removal capacity shows the opposite. This study also points out that the bacteria removal is the primary problem of the system and a suitable method concerning bacteria removal should be introduced as soon as possible as to carry out the sanitary demands. Despite the insignificant impact of the illumination system the nutrient content is in the range of the limits for sewage-treatment plants. The low N/P-quota in the treated wastewater, result in non limited primary production by phosphorous in limnological systems, which is unfavourable to primary production in the archipelago.

The results also indicate that the main part of the removal is located in the first pond, which imply that all measures concerning the removal efficiency should be introduced here.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	1
SUMMARY	3
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	4
1. INLEDNING	6
1.1 EUTROFIERINGSPROBLEMATIKEN	6
1.2 RENINGSMETODER	6
1.2.1 Kommunala reningsverk.....	7
1.2.2 Markbäddar och infiltrationsanläggningar.....	7
1.2.3 Våtmarker anlagda för rening av avloppsvatten.....	7
1.2.3.1 Rotzonsanläggningar och infiltrationsvåtmarker	7
1.2.3.2 Vattenreningskärr.....	8
1.3 PROCESSER VIKTIGA FÖR GOD VATTENRENING I VÅTMARKER.....	8
1.3.1 Sedimentation	8
1.3.2 Denitrifikation och nitrifikation.....	8
1.3.3 Fosforfastläggning.....	9
1.3.4 Assimilation	9
2. FÖRSÖKSANLÄGGNINGEN I BERGUM	9
3. PROBLEMFÖRMULERING	9
3.1 AVGRÄNSNING.....	10
4. METOD	10
4.1 BIOMASSAN VÄXTPLANKTON	11
4.1.1 Fältarbetet.....	11
4.1.2 Laboriearbetet	11
4.2 SYRGASHALTER	12
4.3 BIOMASSAN CILIATER.....	12
4.3.1 Fältarbetet.....	12
4.3.2 Laboriearbetet	12
4.4 KONDUKTIVITETSMÄTNINGAR	12
4.5 NÄRSALTSANALYS AV IN- OCH UTGÅENDE VATTEN	12
4.6 MIKROBIOLOGISK ANALYS AV BAKTERIER I IN- OCH UTGÅENDE VATTEN.....	12
4.7 STATISTISK ANALYS.....	13
5. RESULTAT	13
5.1 PRIMÄRPRODUKTIONEN	14
5.1.1 Biomassan växtplankton.....	14
5.1.2 Syrgashalter.....	15
5.2 BIOMASSAN CILIATER	16
5.3 KONDUKTIVITET	17
5.4 NÄRSALTSANALYS AV IN- OCH UTGÅENDE VATTEN	18
5.4.1 Total-fosfor.....	18
5.4.2 Fosfat-fosfor.....	19
5.4.3 Total-kväve.....	20
5.4.4 Ammonium-kväve.....	21
5.4.5 Nitrat-kväve.....	22
5.4.6 N/P-kvot.....	23
5.5 MIKROBIOLOGISK ANALYS AV BAKTERIER I IN- OCH UTGÅENDE VATTEN.	24
5.5.1 Koliforma bakterier.....	24
5.5.2 E. coli bakterier.....	25
5.5.3 Pres. fekala streptokocker	26

5.6 STATISTISK ANALYS.....	27
6. DISKUSSION.....	28
6.1 BIOMASSAN VÄXTPLANKTON SAMT SYRGASHALTER	28
6.1.1 <i>Biomassan växtplankton</i>	28
6.1.2 <i>Syrgashalter</i>	28
6.2 BIOMASSAN CILIATER.....	29
6.3 KONDUKTIVITET OCH NÄRSALTSHALTER	29
6.3.1 <i>Konduktivitet</i>	29
6.3.2 <i>Fosfor</i>	29
6.3.3 <i>Kväve och N/P-kvot</i>	29
6.4 BAKTERIER.....	30
7. KONKLUSIONER.....	31
8. ERKÄNNANDEN.....	31
REFERENSER.....	32
APPENDIX.....	34

1. Inledning

Ekologisk teknik¹ definierades 1971 av Howard T. Odum som förvaltning av naturen för människans användning. Avloppsbehandlingsmetoder som kombinerar tekniska lösningar med naturliga processer definieras som ekologisk teknik. Ekologiska avloppsreningsssystem beskrivs ofta som självbevarande och ekonomiska alternativ till konventionella metoder. Dessa system använder sig inte av farliga kemikalier samt återanvänder resurser. Våtmarkstekniken är den mest vanliga applicerade ekologiska metoden för avloppshantering. (Farahbakhshazad, 2000)

1.1 Eutrofieringsproblematiken

Med eutrofiering avses i egentlig mening en förändring mot ett näringsrikare tillstånd i olika miljöer. Det näringsrikare tillståndet uppnås med ökad tillgänglighet av växtnäringsämnen, främst fosfor och kväve i akvatiska system. Det växtnäringsämne som finns i underskott i relation till det andra växtnäringsämnet begränsar produktionen. I limniska system är fosfor i allmänhet det produktionsbegränsande ämnet då sjöar oftast fungerar som fosforfällor eftersom fosfor förs med sedimentterande alger och slam till bottenarna och endast en del återförs till vattenmassan medan den större delen komplexbinds till järn och aluminium. I det öppna havet anses däremot kvävet vara det begränsande ämnet då stora delar av det återbildade fosfatet tillhandahålls kontinuerligt och överstiger det regenererade oorganiska kväve som levereras. Således tycks denitrifikationsprocesserna överstiga fosforfällningsförlusterna i havet. (Andersson *et al.* 1993) Även den västsvenska kustzonen är produktionsreglerad av kvävet. Organismernas behov av fosfor tillgodoses här främst genom långsam inblandning av fosforrikt djupvatten i ytvatten. (Leonardsson, 1994)

Kvävebelastningen på limniska system har påtagligt ökat under de senaste årtiondena. Detta är en följd av ökat kvävenedfall från atmosfären, undermåligt kväverenande reningsverk samt ett ökat kväveläckage från mark i huvudsak inom intensivbrukade jordbruksområden men också från skogsmark. Fosfortillförseln under samma period har kunnat hållas konstant och t.o.m. decimerats till svenska ytvatten genom utbyggnad av reningsverk med hög fosforavskiljning. Denna utveckling har lett till en förskjutning av balansen mellan de två främsta produktionsbegränsande ämnena i akvatiska system till kvävet fördel. (Henriksson *et al.* 1991)

Den hittills mest uppmärksammade kväverelaterade miljöeffekten är den eutrofiering av kustvatten som inträffat i sydvästra Sverige och i Östersjön. Den av kvävet orsakade förhöjda primärproduktionen har lett till ökad sedimentation av alger till havsbottenarna och därmed till ökad syrekonsumtion i vattnet under haloklinen. Syrebrist har således uppstått vid botten där utbytet av bottenvattnet är begränsat och där vattendjupet under haloklinen inte är stort. Syrebristen vid bottenarna har lett till utslagning av vissa arter samt förstörelse av viktiga reproduktionsbottenar inom kustområdena. Detta har resulterat i förändrad sammansättning av botten- och fiskfaunan. Utvecklingen har därav orsakat allvarliga ekonomiska skador för det kommersiella fisket. (Leonardsson, 1994)

1.2 Reningsmetoder

Enligt Statens Naturvårdsverks författningssamling får totalfosforhalten i avloppsvatten efter rening i reningsverk ej överstiga 0,5 mg/l. Om kväverening finns får totalhalten av kväve ej överstiga 15 mg/l. Vid hygieniska bedömningar av avloppsvatten används badvattenkvalitet som mått på gränsvärden.

	antal bakterier/100 ml
<i>Echershia coli</i>	100-1000
Koliforma totalt	500-10000
<i>Presumptiva fekala streptokocker</i>	100-300

Figur 1. Badvattenkvalitet vid hygieniska bedömningar.

¹ Från det engelska begreppet "ecological engineering".

1.2.1 Kommunala reningsverk

Vanligen förs dag- och spillvatten i samma avloppsledning via ledningsnätet till reningsverk. Vid kraftig nederbörd eller vid snösmältning har inte reningsverken tillräcklig kapacitet att behandla allt vatten och delar av avloppsvattnet förs då orenat ut i recipienten. Därför har separationssystem, med en spill- och en dagvattenledning, kommit att användas på senare år. Här leds allt spillvatten till reningsverket medan dagvattnet förs obehandlat till recipienten.

På reningsverket behandlas vattnet genom flera steg innan det släpps ut till recipienten. Först förbehandlas avloppsvattnet mekaniskt genom ett galler, och ibland även via ett sandfång, där de grövsta föroreningarna som papper och pinnar avskiljs. Slammet avskiljs i en sedimenteringsbassäng och vattnet förs vidare till en luftningsbassäng där biologisk nedbrytning av organiskt material sker av mikroorganismer. Efter den biologiska reningen förs vattnet till en flockningsbassäng där fosfor tillsammans med tillsatta fällningskemikalier (aluminiumsulfat, kalk eller järnsalt) bildar svårslösliga föreningar. Därefter sedimenterar fosforföreningen och det reade vattnet leds ut till närliggande vattendrag. (Nordström, 1991)

Reningsverk är väldigt effektiva på fosfatreduktion men bristfälliga på kvävereduktion vilket leder till mycket höga N/P-kvoter.

	In	ut
Ryaverket	6,2	40
Kode, dammar efter reningsverket	206	426
Bergum	6,7	7,2

Figur 2. N/P-kvot i olika anläggningar för in- och utgående vatten. (Pehrsson, 1998)

1.2.2 Markbäddar och infiltrationsanläggningar

Markbäddar och infiltrationsanläggningar är två behandlingsmetoder som utnyttjas för enstaka fastigheter och mindre gruppbebyggelser främst av invånare med enskilt avlopp utanför tätorterna. Markbädden är en vidare utveckling av infiltrationsanläggningen som i princip fungerar genom att avloppet infiltreras i jorden där rening sker. Ett krav för anläggandet av infiltrationsanläggningar är att grundvattenytan måste ligga på ett sådant djup att den inte når infiltrationsområdet. När infiltrationsanläggningar inte går att utföra kan markbäddar anläggas. Avloppsvattnet infiltrerar ett yttre jordlager och samlas upp i bäddens undre del som måste bestå av ett genomsläppligt material, vanligtvis sand eller grus. Därefter leds vattnet till en recipient. För att bibehålla sin effektivitet måste markbäddar nyanläggas med 10 års mellanrum. (Nordström, 1991)

1.2.3 Våtmarker anlagda för rening av avloppsvatten

Både kommunala reningsverk och konventionella metoder för enskilda avlopp är undermåliga i sin kväverening varpå alternativa ekologiska lösningar på avloppsreningsproblematiken har kommit att användas i allt större utsträckning. (Henriksson *et al.* 1991) (Pehrson, 1993)

1.2.3.1 Rotzonsanläggningar och infiltrationsvåtmarker

Bägge anläggningstypernas ändamål är att reducera innehållet av partiklar, organiskt material, näringsämnen och metaller i kommunalt och industriellt avloppsvatten. Anläggningarna tar normalt emot vatten som genomgått mekanisk och ibland även biologisk behandling i avloppsreningsverk. Reningen består efter två huvudprinciper, växter skall föra ner syre i jorden och bidra till fosforfastläggning och nitrifikation, samt jord som skall adsorbera fosfor och metaller och utgöra habitat för växterna och mikroberna. Växterna kan skördas och då utgör även växternas näringsupptagning en viktig näringsreducerande process. Skillnaden mellan de båda anläggningarna är främst vattenflödets riktning. Vattenflödet i rotzonsanläggningar är horisontellt eftersom vattnet påförs genom kulvertar eller grävda kanaler, medan det är vertikalt i infiltrationsvåtmarker då avloppsvattnet påförs på hela ytan och infiltrerar rotzonen genom vertikal rörelse. Därav sker sedimentationen på våtmarkens yta i infiltrationsanläggningar och i sedimentationstankar före inloppet i rotzonen i

rotzonsanläggningar. Näringsämnesretentionen sker i båda fallen i själva rotzonsanläggningen genom upptagning av växternas rötter samt genom denitrifikation. Båda anläggningarna har visat sig fungera sämre än väntat med avseende på fosfor- och kväveretentionen och klarar inte utsläppskraven för ett svenskt trestegsreningsverk. (Wittgren et al. 1992)

1.2.3.2 Vattenreningskärr

Vattenreningskärr skiljer sig från andra anlagda vattenreningsvåtmarker genom att de främsta växtnäringssupptagarna inte är kärleväxter utan växtplankton, *Euglenider* och bakterier. Därmed är det av stor vikt att inte dammarna växer igen för att uppnå en effektiv solinstrålning och uppvärmning. Av samma orsak är det önskvärt med låga vattennivåer. Reningen av vattnet sker genom biomassaöverföring, d.v.s. genom inkorporering av biomassa från primärproducenter till planktoniska konsumenter och utförsel ur systemet via ekosystemets predatorer, främst genom flygande insekter men även genom prederande vertebrater som fåglar, snokar och groddjur. Bakteriereduktionen åstadkommes främst av betande zooplankton, i huvudsak av ciliater, som finns nästan uteslutande i de första dammarna. Ciliaterna klarar av låga syreförhållanden som råder i dessa dammar, men inte konkurrens och betetryck i större grad varpå de ej kan existera i någon större omfattning i övriga levéer. (Persson, 1997) Undersökningar av sedimenten visar att närsaltsreduktion via fastläggning i sediment inte är av stor vikt då fosfor inte ackumuleras. Därmed utgör inte vattenreningskärr en närsaltsfälla utan överför närsalter i biomassa. (Pehrson, 1998)

Vattenreningskärr består av en serie sammankopplade dammar, även kallade levéer, varigenom avloppsvattnet efter slamavskiljning i trekammarbrunn måste passera. Därav bildas en näringsämnesgradient från ett hårt eutrofierat tillstånd i första dammen till ett allt mindre eutrofierat ju längre ifrån avloppsinflödet vattnet befinner sig. Varje damm bildar därför ett eget ekosystem anpassat till rådande näringsämnesförhållanden. Det råder även en näringsgradient inom varje damm. Inventeringar av anläggningen i Bergum har kunnat påvisa att vattnet i den sista dammen är av så god kvalitet att den kan inhysa arter med höga krav på vattenkvalité. Förekomster av sällsynta arter med krav på opåverkat vatten som buksimmaren *Sigara lateralis* och den rödlistade dammsnäckan *Omphiscola glabra* har konstaterats vilket även ger vattenreningskärr funktion som biotop för vissa känsliga och krävande arter. (Pehrson, 2001)

Vattenreningskärr har visat sig vara mycket effektiva med mycket högre reduktion av kväve än vad reningsverk kan prestera samt mycket god fosforreduktion. N/P-kvoten är låg, vilket missgynnar primärproduktionen i skärgård och kusthav. (Pehrson, 1998)

1.3 Processer viktiga för god vattenrening i våtmarker

Mekanismerna för god vattenrening i våtmarker grundas på fysikaliska, kemiska och biologiska processer som sker i vattnet, jorden, växterna och mikroorganismerna. Våtmarkssystem har potentialen att avlägsna suspenderade fasta ämnen, organiskt material, kväve och fosfor genom biotiska och abiotiska processer. De biotiska processerna består av växters upptag av näringsämnen samt mikrobiotisk assimilation och de abiotiska innefattar främst sedimentation och adsorption. (Farahbakhshazad, 2000)

1.3.1 Sedimentation

Genom att minska vattnets flödehastighet sedimenteras partiklar och transporten av näringsämnen bundna till partiklar förhindras. Sedimentationen skapar även förutsättningar för denitrifikationsprocesser och fosfatfastläggning samt assimilation. (Leonardsson, 1994)

1.3.2 Denitrifikation och nitrifikation

Denitrifikationsprocessen utförs av bakterier som lever av att bryta ned organiska kolföreningar. I syrerika miljöer använder dessa bakterier syret vid nedbrytningsprocessen varpå denitrifikationen uteblir. I anaeroba förhållanden utnyttjas i stället nitrat, nitrit och lustgas i metabolismen och atmosfärisk kvävgas bildas. Denna process gynnas därmed också av förekomsten av nitrifikationsbakterier som i syrerika miljöer omvandlar ammonium till

nitrat. Eftersom denitrifikationsbakterier är aktiva i mikromiljöer där det förekommer organiskt kol, nitrat och låga syrehalter innebär det att denitrifikationen sker överallt där nitrat är tillgängligt och lättnedbrytbart organiskt material ansamlas och omsätts, såsom i sjöbottnar, fuktiga jordar och i växters rotzon. (Lönngren, 1995)

1.3.3 Fosforfastläggning

Fosfat tas upp av växter, alger och mikroorganismer. Den biologiska processen konkurrerar med den adsorption som ofta sker till järnhydroxidkomplex, kalkfällningar eller till aluminiumhydroxider. Vid jämförelse med mineralen fosfor utgör de adsorberade fosfatjonerna ett dominerande förråd av mera växttillgänglig fosfor i mark, sediment och vatten. Tillgängligheten av fosfor påverkas starkt av pH som ger maximal bindning till järn- och aluminiumkomplex vid svagt surt pH. Syrgashalten har även den stor betydelse och fosfatutlösning ur järnkomplex sker vid syrgasfria förhållanden. (Andersson *et al.* 1993)

1.3.4 Assimilation

Assimilation är upptag och inkorporering av växtnäringsämnen i primärproducenters biomassa. I första hand använder primärproducenterna ammonium, nitrat och fosfat men bakterier och alger har också förmåga att utnyttja kväve bundet i organiska föreningar, t.ex. aminosyror och urea. (Andersson *et al.* 1991) Många alger har även förmågan att enzymatiskt spjälka fosfat från organiska föreningar. Enzymsystemet aktiveras vid låga fosfatkoncentrationer när fosfathalterna i omgivningen är begränsande för tillväxt. (Pettersson, 1980)

2. Försöksanläggningen i Bergum

Bergum ligger ca 3 mil nordost om Göteborg i Lärjeåns dalgång. Vid Bergums fritidslantgård, som ägs av Göteborgs kommun och förvaltas av Göteborgs fastighetskontor, anlades 1995 på kommunens begäran ett vattenreningskärr med syfte att som försöksanläggning rena vattnet från gårdens trekammarbrunn. Trekammarbrunnen har en kapacitet på 30 personekvivalenter och tar emot konsumtions- och avloppsvatten endast från fritidsgården. Gården nyttjas av främst av 30 personer men även av besökande grupper. Docent Olof Pehrson svarar för utformningen av kärret. (Pehrson, 1998)

Vattenreningskärret består av sex dammar, dit vattnet leds genom självfall från den slamavskiljande trekammarbrunnen. Levéerna är sammankopplade genom plaströr. Med dessa s.k. nivåregleringsrör kan vattennivån anpassas beroende på hur rören vinklas. Därmed kan uppehållstiden regleras mellan 8 till 16 dygn efter behov. Den totala längden på vattenreningskärret som vattnet måste passera är ca 125 m och den sammanlagda bottenarealen är uppskattad till ca 400 m². Vattendjupet varierar mellan ca 1 till 5 dm. Avslutningsvis rinner vattnet ut i en angränsande bäck som mynnar ut i Lärjeån. (Pehrson, 1998)

3. Problemformulering

Olof Pehrson, docent och ekologikonsult med konsultativ forsknings- och åtgärdsverksamhet inom tillämpad ekologi som tonvikt, påbörjade under 1990-talet en forsknings- och försöksverksamhet med artificiella våtmarker för att reducera utsläpp av närsalter från jordbruk och bebyggelse. Projektet kom till för att enligt ekologiska principer finna en effektiv vattenreningsmetod och har för avsikt att göra jämförelser med teknologiskt grundade metoder. De uppnådda resultaten visar att metoden fungerar för sitt ändamål, långt utöver inledande teoretiskt grundade förväntningar. Resultaten visar även att reningseffektiviteten vintertid är något försämrade. På Olof Pehrsons begäran har vidare försök med avseende att främja den något minskade reningseffektiviteten vintertid, beträffande främst bakterier men även närsalter, kommit att bekostas av Miljö och hälsoskyddskontoret i Göteborgs kommun

Genom att anlägga ljusramper och belysa delar av de två första levéerna vintertid tros problemen med reningseffektivitet och bakteriehalter kunna undvikas genom att främst ljusstillförsel ökas men även att temperaturen bibehålls. Hypotetiskt medför en ökning av ovanstående parametrar en primärproduktionsförhöjning och därmed ökad närsaltsreduktion.

Följaktligen höjs syrgashalterna som tillsammans med temperaturbibehållningen föranleder att nitrifikationen och därmed denitrifikationen effektivare kan fortgå. De fototrofa primärproducenternas tillväxt reglerar ciliatpopulationen genom att utgöra dess basföda. Om ciliatpopulationen kan bibehållas eller rent av tillväxa upprätthålls eller ökar betetrycket på bakterierna och en effektivare rening av bakterier erhålls.

Eftersom inga tidigare studier utförts med avseende på ljusanläggningars påverkan på ekologiska öppna vattenreningssystem vintertid medför denna studie en komplettering till den pågående forskning om alternativa metoder för vattenrening.

Examensarbetet är en del av docent Olof Pehrsons forskning kring vattenreningskärrs funktion som alternativ reningsmetod av avloppsvatten. Syftet med undersökningen är att testa hypotesen att ljusanläggningen vintertid kan åstadkomma den eftersträvade bakteriereduktionen och reningseffektiviteten.

3.1 Avgränsning

Studien har inga intentioner att göra jämförelser med andra vattenreningsmetoder eller andra vattenreningskärr utan avser endast Bergums anläggning. Resultaten kan appliceras på andra vattenreningskärr men då måste hänsyn tas till rådande biologiska, fysiologiska och hydrologiska omständigheter i det kärret. Studien koncentreras främst kring uppskattningar av växtplanktonabundans i de belysta levéerna då de står för den huvudsakliga närsaltsreningen. Inga anspråk görs på att göra åtskillnad mellan de olika fotosyntetiserande organismerna med anledning av att de fyller samma funktion. Undersökningen har för avsikt att uppskatta ciliatpopulationen samt förändringen av denna eftersom bakteriereduktionen är i direkt relation till utvecklingen av populationen. Studien har inga intentioner att uppskatta populationen till art med anledning av samma resonemang som tidigare. Inga undersökningar av temperaturhypotesen genomförs, dels för att ljuset främst anses vara den begränsande faktorn dels p.g.a. svårigheten att genomföra en sådan undersökning i ett öppet system.

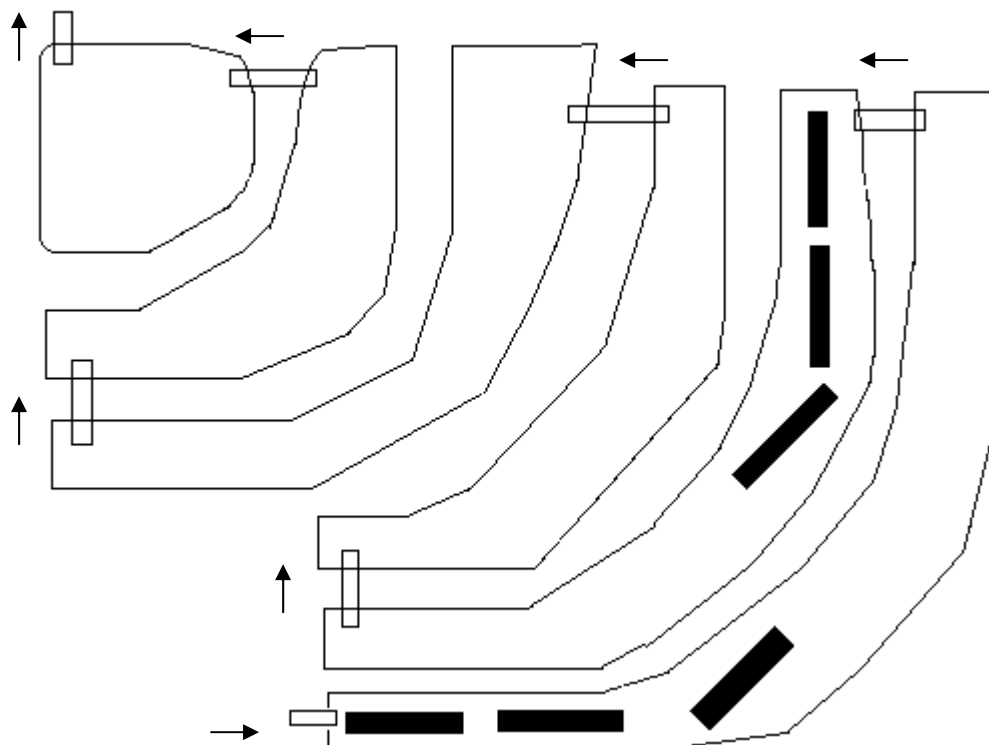
4. Metod

Alla provtagningar och mätningar skedde i Bergums vattenreningskärr under perioden 4 november till 19 januari. Kvantitativa mätningar av växtplankton i de belysta levéerna utfördes, dels genom kvantitativa analyser med spektrofotometer (Hitachi, modell 100) av klorofyll-a innehållet i prover tagna i fält med specialkonstruerad vattenhämtare, dels genom kvantitativa mätningar av syrgashalter i fält med syremätare (YSI modell 57). Kvantitativa uppskattningar av ciliatpopulationen gjordes genom provtagningar i fält och optiska analyser med inverterat mikroskop (Leiz, Diavert) på laboratorium. Bakteriehals- och närsaltsanalyser av in- och utgående vatten i dammarna samt i inlopp och utlopp skedde vid fyra tillfällen under försöksperioden och jämfördes med data från föregående års mätningar. Dessa prover skickades på analys till ALcontrol AB. Kompletterande mätningar av närsaltsupptag, före samt under försöksperioden, skedde kvantitativt genom konduktivitetmätningar med konduktivitetmätare (Hach company Model 44600).

De två första levéerna förseddes med vardera tre ljusrampor (Aquarelle TLD, 58 W / 89 cm) så att ett belyst och ett icke belyst område skapades i respektive damm. Lamporna ställdes in för att lysa mellan kl. 4.00 och 20.00. Innan belysningen slogs på skedde grundmätningar den 3 december på förmiddagen av syrgashalter, konduktivitet, klorofyllinnehåll och planktonförekomst i båda dammarna. Närsaltsprover och bakterieprover togs även den 3 december. Grundmätningarna avsåttes som referenspunkt för mätningar under ljusrampornas inverkan. Lamporna erhöll efter påslagning en påväxt av alger, som kontinuerligt skrapades bort (efter varje provtagningstillfälle) med borste för att ljusspridningen i vattnet inte skulle förhindras.

Alla provpunkter har valts ut slumpmässigt i dammarnas belysta och icke belysta del genom att stundens ingivelse bestämde var de skulle ske samt noterades i anteckningsblock och

fördes över i tabell i programmet Excell XP. Mätningarna skedde uteslutande vid middagstid under dygnets ljusa period.



Figur 4.
Schematisk bild över Bergums vattenreningskärr med ljusrampernas positioner. Pilarna anger vattnets flödesriktning genom nivåregleringsrören.

4.1 Biomassan växtplankton

4.1.1 Fältarbetet

I dammarnas belysta och icke belyst del togs 8 prover vardera vid 4 tillfällen med ca en veckas mellanrum. Proverna togs med en specialkonstruerad vattenhämtare för tidigare undersökningar av vattenreningskärret. Vattenhämtaren bestod av en 100 mL-spruta med en öppning på 4,5 mm \varnothing fäst vid en aluminiumplåt som är försedd med ett skaft. För manövrering av sprutan användes ett snöre fäst vid sprutans sugkolv vilket underlättade påfyllningen. Eftersom bakkanten av aluminiumplåten var uppvikt och utgjorde ett stopp vid utdragningen av sprutans sugkolv blev den erhållna vattenvolymen endast 93 mL. Efter andra provtagningen ersattes 100 mL sprutan av en 50 mL spruta då den spruckit under provtagningstillfället. Varje vattenprov togs några centimeter under vattenytan och tömdes ut i var sin plastburk med förtryckt dammtillhörighet samt belyst eller icke belyst. Ingen åtskillnad gjordes mellan de olika burkarna i den belysta respektive ej belysta delen av vardera damm. Proverna fördes direkt till limnologiska laboratoriet för analys.

4.1.2 Laboratoriearbetet

Växtplanktonabundansen bestämdes genom analys av klorofyll-a innehåll i vattenprover (ISO-standardiserad metod). Provburkarna omskakades och 4 ml av provet mättes upp med automatpipett och fördes över i glaströr. Därefter centrifugerades delproverna på 3000 rpm i 10 minuter. Centrifugmomentet krävde en invägning av varje prov så att en viktbalans uppstod vid insättningen av glaströren i centrifugen. Supernatanten sögs försiktigt bort med pasteurpipett. Därefter löstes pelleten upp med DMSO (dimetylsulfoxid) som tillsattes med glaspipett, och sattes i vattenbad 60°C, 30 minuter. 2 ml 90% aceton tillsattes med glaspipett och glaströren centrifugerades på 3000 rpm i 10 minuter. Supernatanten fördes över med glaspipett till kyvett och absorbansen mättes vid våglängderna 720, 664, 647 och 630 nm i spektrofotometer av typen Hitachi modell 100 och ställdes mot både milliQ-vatten och en 1:1

blandning av DMSO och 90% aceton. Dessförinnan mättes kyvetterna mot varandra med milliQ-vatten för att säkerställa eventuell felabsorbans. Klorofyllkoncentrationen räknades ut enligt formeln;

$$\text{Klorofyll a } (\mu\text{g} / \text{mL}) = (A_{664} - A_{720}) \times 11,85 - (A_{647} - A_{720}) \times 1,54 - (A_{630} - A_{720}) \times 0,08$$

och fördes därefter över i tabell i programmet Excell XP.

4.2 Syrgashalter

Syrgasmätningar skedde i fält vid 4 tillfällen under december månad 2003 med syremätare. Mätningarna skedde i samband med övriga vattenprovtagningar vid middagstid under den ljusa tiden på dygnet. Samtliga syrgashalter erhöles genom att 4 mätningar i första och andra dammens belysta och icke belysta område gjordes, samt en mätning i resterande levées in- och utlopp.

4.3 Biomassan ciliater

4.3.1 Fältarbetet

I dammens belysta och icke belysta del togs 8 prover vardera vid 4 tillfällen. Proverna togs med en specialkonstruerad vattenhämtare ovan nämnd. Varje vattenprov tömdes ut i var sin plastburk förtryckt dammens nummer och belysning eller ej. Ingen åtskillnad gjordes mellan de olika burkarna i den belysta respektive icke belysta delen i vardera damm. Innan tillslutning av burkarna tillsattes Lugols lösning så att vattnet erhöle en rost-orange färg för konservering och infärgning. Proverna förvarades mörkt i skåp vid rumstemperatur innan analys på laboratoriet.

4.3.2 Laboriearbetet

Räknekammarna iordninggjordes. 10 ml av vardera prov tillsattes med vollpipett efter omrörning med pipetten till räknekammarrören. Mellan varje pipettering sköljdes vollpipetten ur med vatten för att förhindra kontaminering av förgående prov. Räknekammarna ställdes mörkt i rumstemperatur under 24 timmar för sedimentation av planktonen. Därefter togs överflödiga vätska bort genom att räknerören drogs över kammarna. Kammarna sattes under inverterat mikroskop och innehållet av ciliater bestämdes mikroskopiskt och noterades i anteckningsblock för att senare föras över i tabell i programmet Excell XP.

4.4 Konduktivitetsmätningar

Konduktiviteten mättes i fält vid 4 tillfällen under december månad 2003 med konduktivitetsmätare. Mätningarna skedde i samband med övriga vattenprovtagningar vid middagstid under den ljusa tiden på dygnet. Samtliga konduktivitetsvärden erhöles genom att 4 mätningar i första och andra dammens belysta och icke belysta område gjordes samt en mätning i resterande levées in- och utlopp.

4.5 Närsaltsanalys av in- och utgående vatten

Vid fyra tillfällen togs vattenprover i utflödet från trekammarbrunnen, i utflödet från första dammen, i utflödet från andra dammen samt i utflödet till bäcken genom att plastflaskor á 100 ml fylldes för hand och skickades på analys till ALcontrol AB. Resultaten från ovan nämnda analyser jämfördes statistiskt med data från förgående år.

4.6 Mikrobiologisk analys av bakterier i in- och utgående vatten

Vid fyra tillfällen togs vattenprover i utflödet från trekammarbrunnen, i utflödet från första dammen, i utflödet från andra dammen samt i utflödet till bäcken genom att plastflaskor á 100 ml fylldes för hand och skickades på analys till ALcontrol AB. Innehållet av Koliforma bakterier, *E.coli* samt *Pres. fekala streptokocker* bestämdes i samtliga prover. Resultaten från ovan nämnda analyser jämfördes statistiskt med data från förgående år.

4.7 Statistisk analys

För att urskilja signifikanta skillnader mellan de belysta provytorna och icke belysta i respektive damm samt på närhalts- och bakteriehalter före och under ljusrampernas inverkan utfördes en statistisk analys.

Följande nollhypoteser testades;

- ◆ ingen ökning av växtplanktonbiomassa genom ljusstimulering.
- ◆ ingen ökning av ciliatbiomassa genom ljusstimulering.
- ◆ ingen ökning av syrgashalter genom ljusstimulering.
- ◆ ingen minskning av konduktivitet genom ljusstimulering.
- ◆ ingen ökning av reningseffektivitet genom ljusstimulering.

Experimentet genomfördes med liten stickprovsstorlek och en normalfördelning var ej att förvänta. Fördelningens konfiguration bestämde valet av det ickeparametriska Mann-Whitney U-testet (Wilcoxon´s tecken-rangtest).

5. Resultat

Provtagningsserien togs under följande förhållanden:

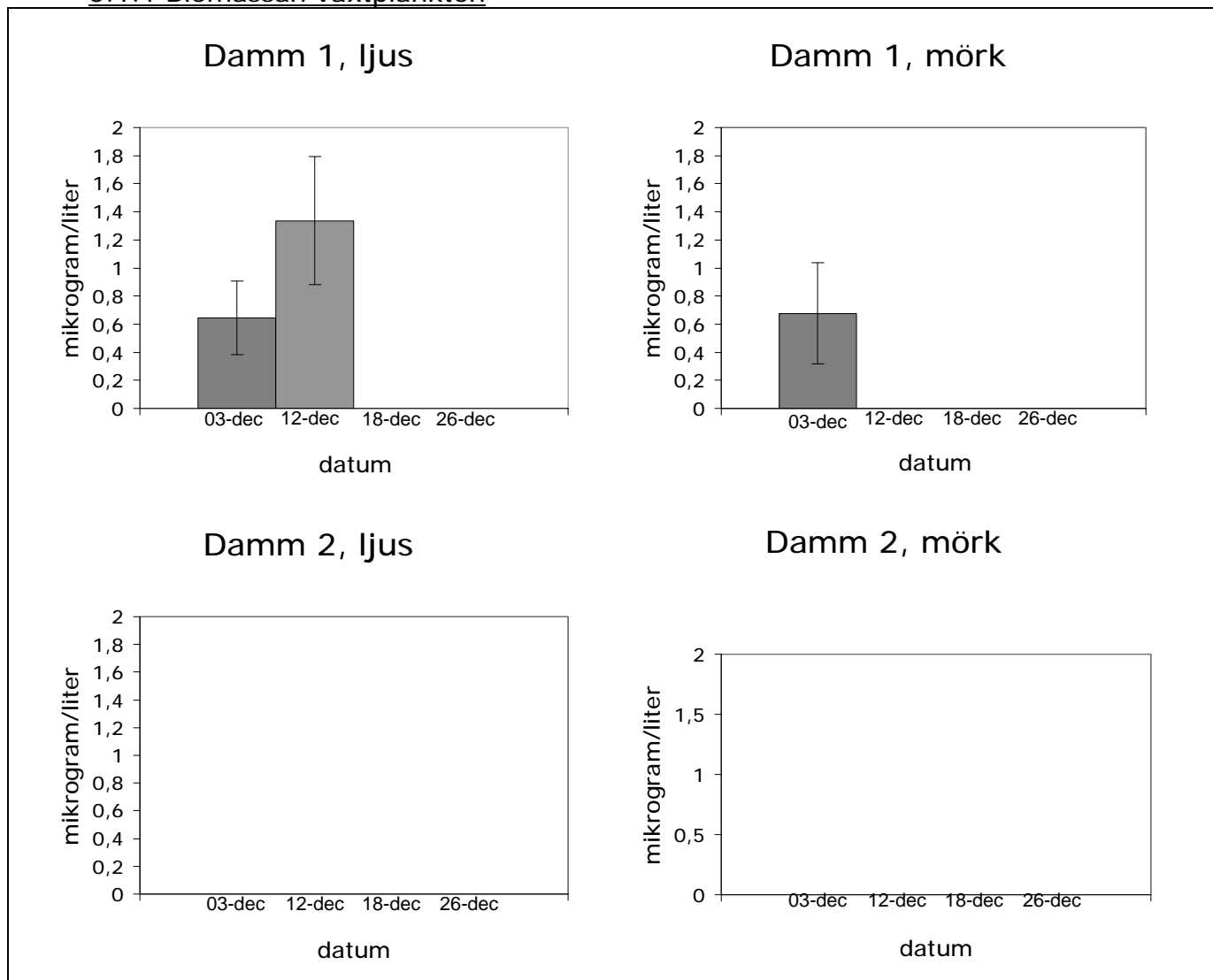
4 november	milda väderförhållanden med relativt höga vattenflöden orsakade av återkommande regnskurar.
3 december	milda väderförhållanden med relativt höga vattenflöden orsakade av återkommande regnskurar. Damm 1 var grön av alger.
12 december	några minusgrader medförde att dammarna täckts av ett tunt islager. Vattenflödena var låga och algblomningen höll sig endast till första delen av damm 1 som hade öppet vatten.
18 december	några minusgrader medförde att dammarna täckts av ett tunt islager. Vattenflödena var låga.
26 december	milda väderförhållanden med relativt höga vattenflöden orsakade av återkommande regnskurar. Ingen aktivitet i huset p g a juluppehåll.
13 januari	milda väderförhållanden efter en längre period med stark kyla och tjockt lager is, på vissa delar bottenfrost. Isen har smält till den grad att vattenprover möjliggörs.

Figur 4.

Följande väderförhållanden rådde under respektive provtagning. Överlag var det mildt, för att efter nyårsskiftet växla till sträng kyla med bottenfrysning som resultat.

5.1 Primärproduktionen

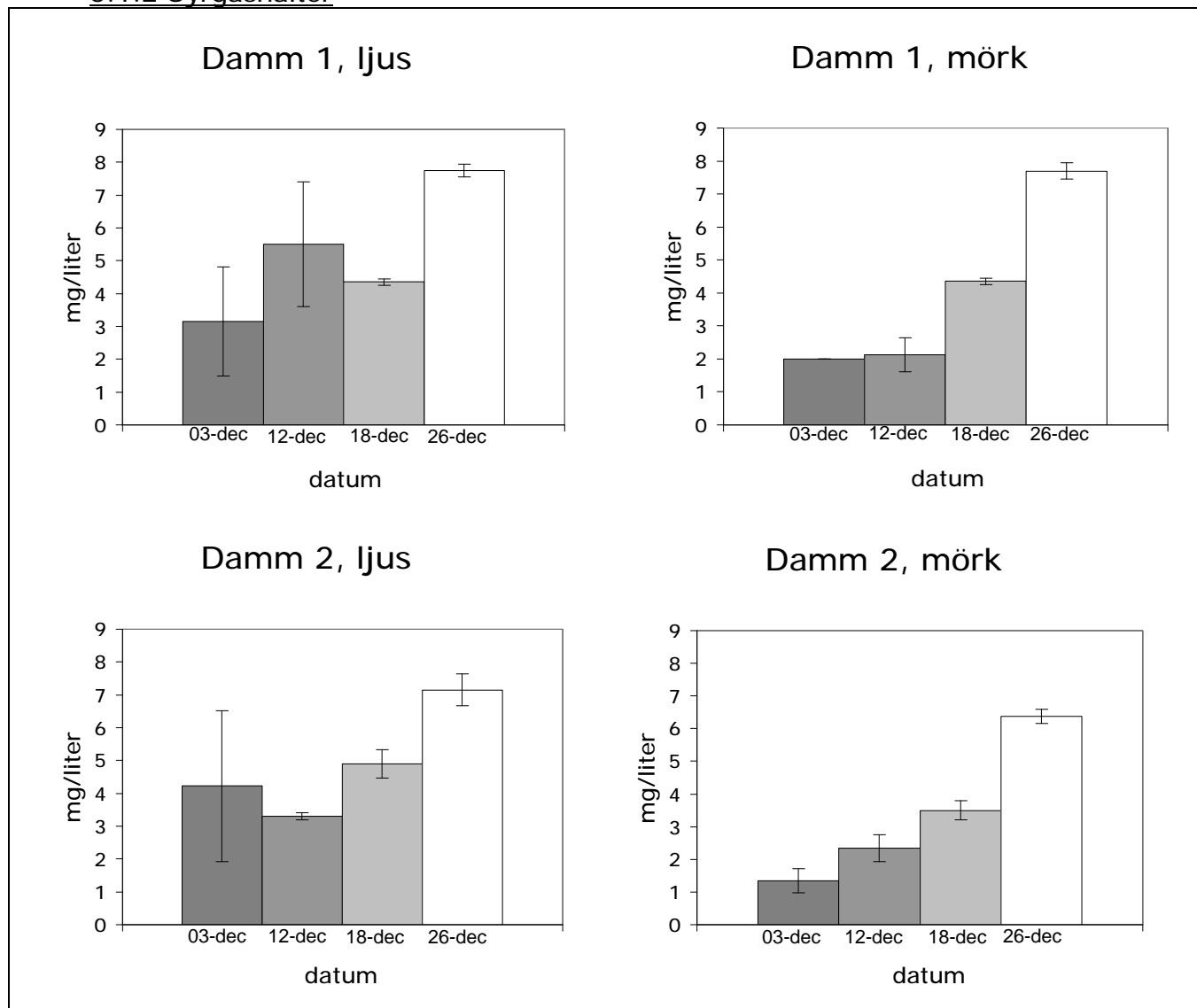
5.1.1 Biomassan växtplankton



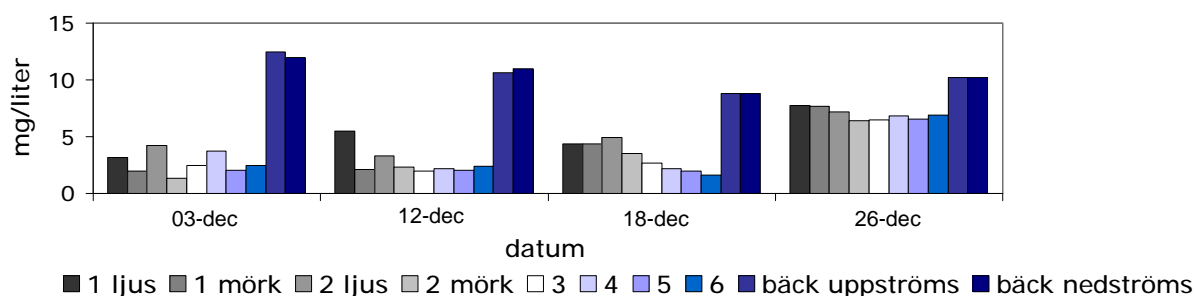
Figur 5.

Medelklorofyllhalter ($\mu\text{g/liter}$) i första och andra dammens ljuspåverkade samt ej ljuspåverkade del, december månad 2003 i Bergums vattenreningskärr. Ljus avser den ljuspåverkade delen och mörk avser den opåverkade. Felstaplarna anger standardavvikelse. Växtplanktonen återfinns endast i första dammen vid första och andra provtagningen. Förekomsten växtplankton avklingar tvärt redan efter andra provtagningen till att försvinna helt.

5.1.2 Syrgashalter



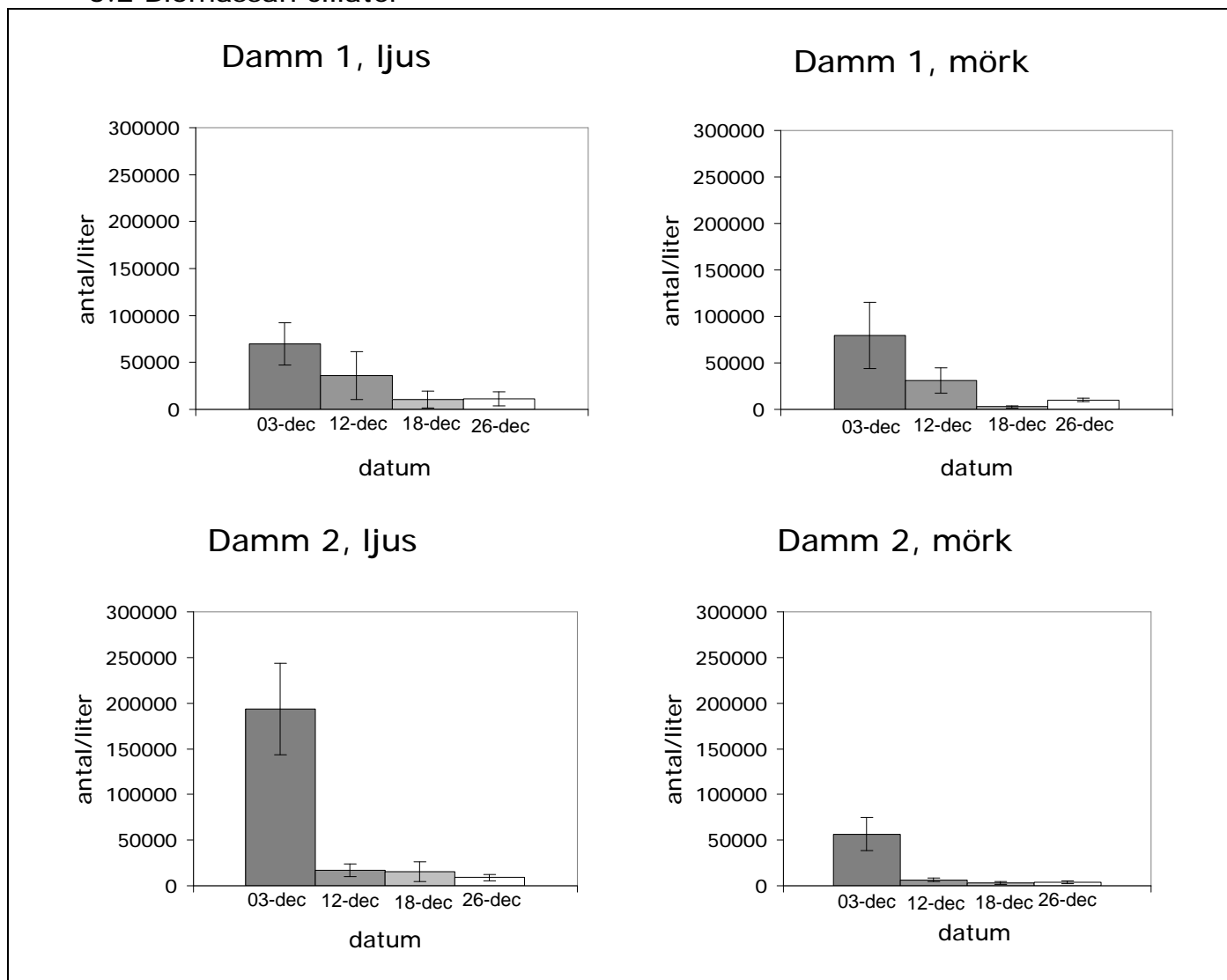
Figur 6. Medelsyrgashalter (mg/liter) i första och andra dammens ljuspåverkade samt ej ljuspåverkade del, december månad 2003 i Bergums vattenreningskärr. Ljus avser den ljuspåverkade delen och mörk avser den opåverkade. Felstaplarna anger standardavvikelse. En syrgashaltsökning är märkbar i alla delar av dammarna.



Figur 7.

Medelsyrgashalter (mg/liter) i Bergums vattenreningskärrs samtliga levéer samt bäcken som kärret ansluter till, december månad 2003. Ljus avser den ljuspåverkade och mörk avser den opåverkade delen av levé 1 och 2. Stora skillnader i syrgashalter vid jämförelse med bäckens värden märks tydligast de tre första provtagningarna.

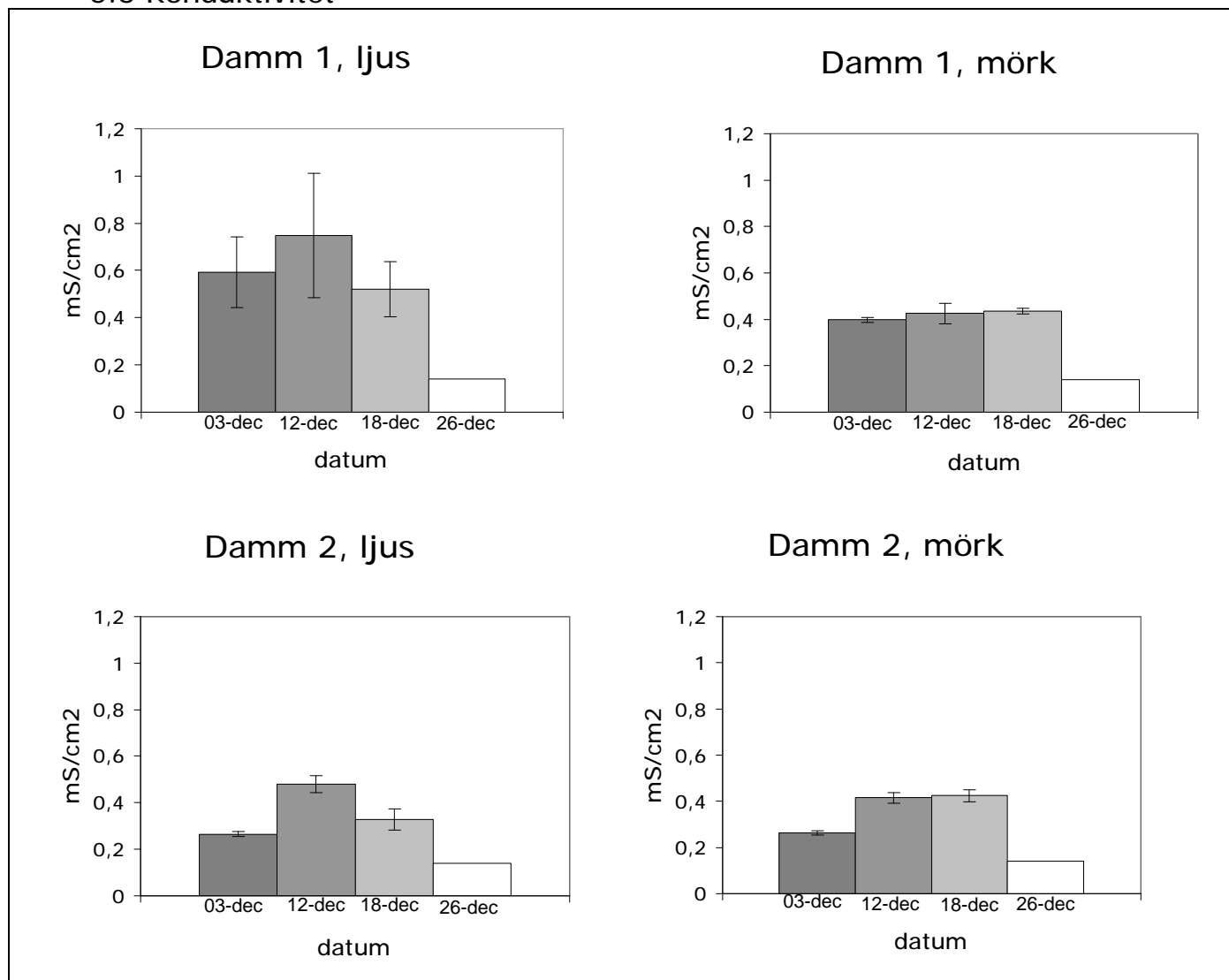
5.2 Biomassan ciliater



Figur 8.

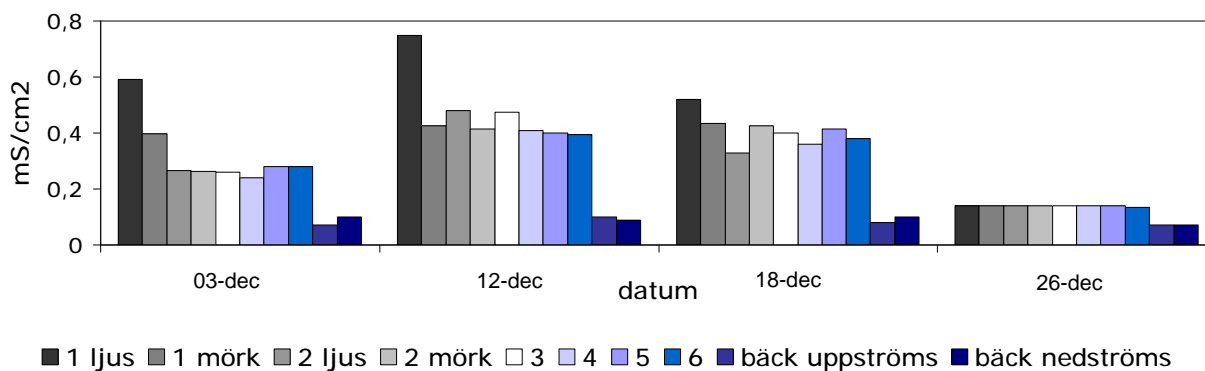
Förekomst av ciliater (medelantal / liter), i första och andra dammens ljuspåverkade samt ej ljuspåverkade del, december månad 2003 i Bergums vattenreningskärr. Ljus avser den ljuspåverkade delen och mörk avser den opåverkade. Felstaplarna anger standardavvikelse. Ciliaterna återfinns i båda dammarna i relativt hög densitet. Förekomsten av ciliater avklingar tvärt redan efter första provtagningen till att hålla en låg nivå i båda dammarna.

5.3 Konduktivitet



Figur 9.

Medelkonduktivitet (mS/cm^2) i första och andra dammens ljuspåverkade samt ej ljuspåverkade del, december månad 2003 i Bergums vattenreningskärr. Ljus avser den ljuspåverkade delen och mörk avser den opåverkade. Felstaplarna anger standardavvikelse. Konduktiviteten varierar i alla delar av damm 1 och damm 2

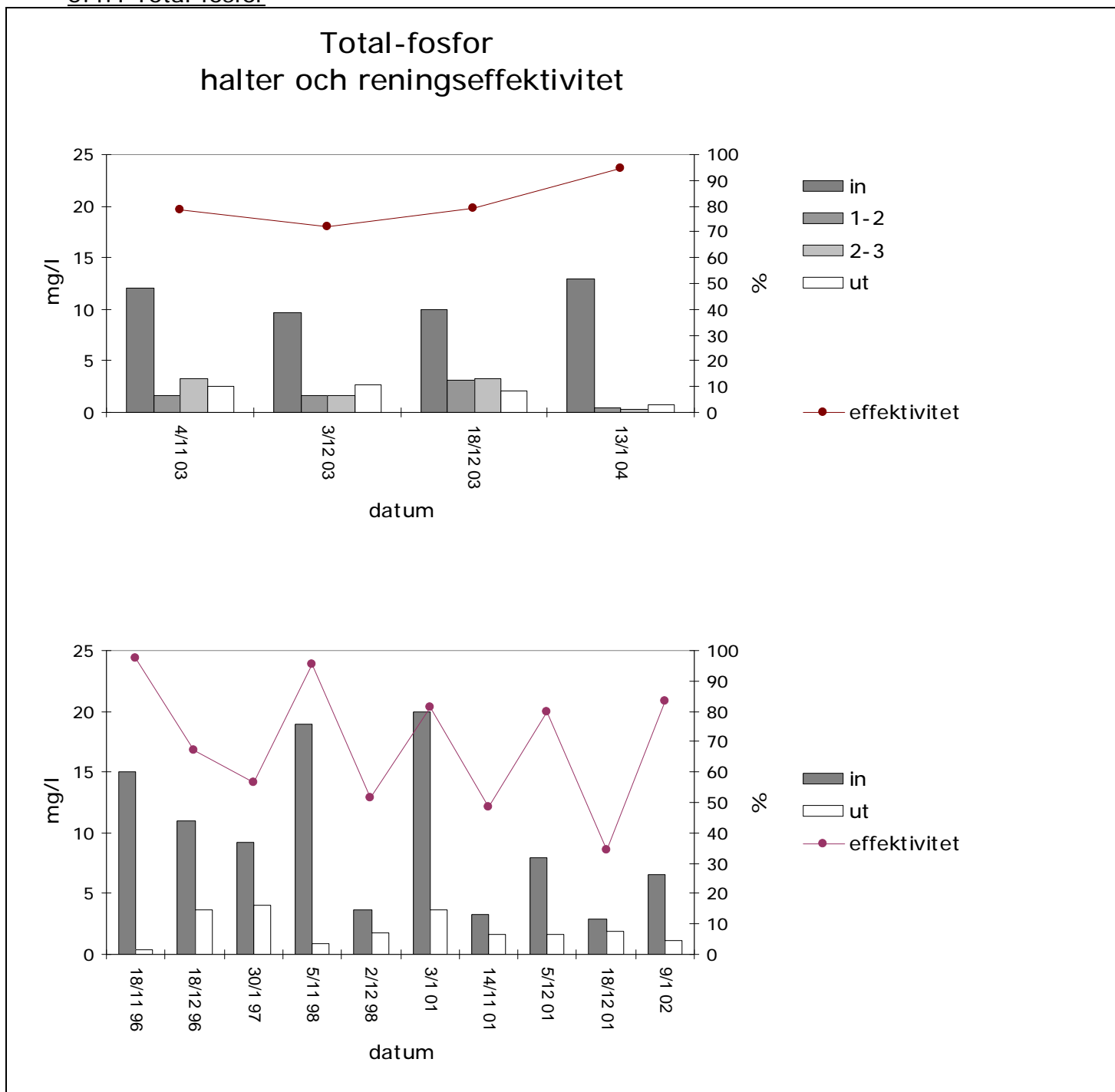


Figur 10.

Medelkonduktivitet (mS/cm^2) i Bergums vattenreningskärrs samtliga levéer samt bäcken som kärret ansluter till, december månad 2003. Ljus avser den ljuspåverkade och mörk avser den opåverkade delen av levé 1 och 2. Stora skillnader i konduktivitet vid jämförelse med bäckens värden märks tydligast de tre första provtagningarna.

5.4 Närsaltsanalys av in- och utgående vatten

5.4.1 Total-fosfor



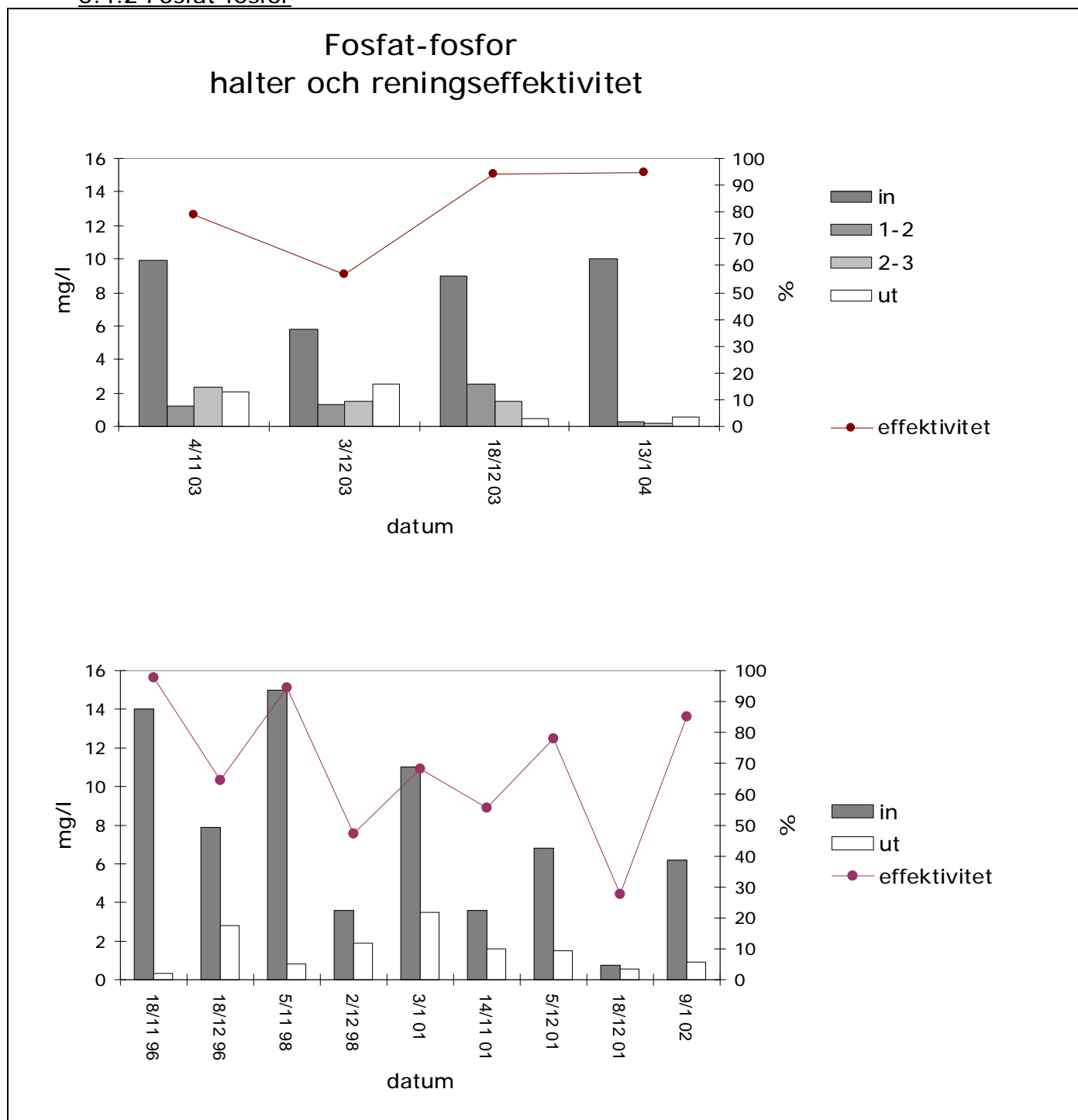
Figur 11 a-b.

a) Totalfosfor-halter (mg/l) i inloppet, i första dammens utlopp (1-2), i andra dammens utlopp (2-3) samt i utloppet till bäcken som vattenreningskärrret i Bergum ansluter till. Reningseffektiviteten håller sig på en nivå över 72% och kan till största delen härledas till levé 1. Halterna total-fosfor i utgående vatten är något högre än 0,5 mg/l vilket är kravet för reningsverk.

b) Totalfosforhalter (mg/l) i inlopp och utlopp. Reningseffektiviteten pendlar mellan 35% och 97%. Sammantagningsvis är halterna total-fosfor i utgående vatten betydligt högre än 0,5 mg/l vilket är kravet för reningsverk.

Reningseffektiviteten i båda diagrammen är baserad på halter från inloppet och utloppet. Samtliga prover är tagna i Bergums vattenreningskärr.

5.4.2 Fosfat-fosfor



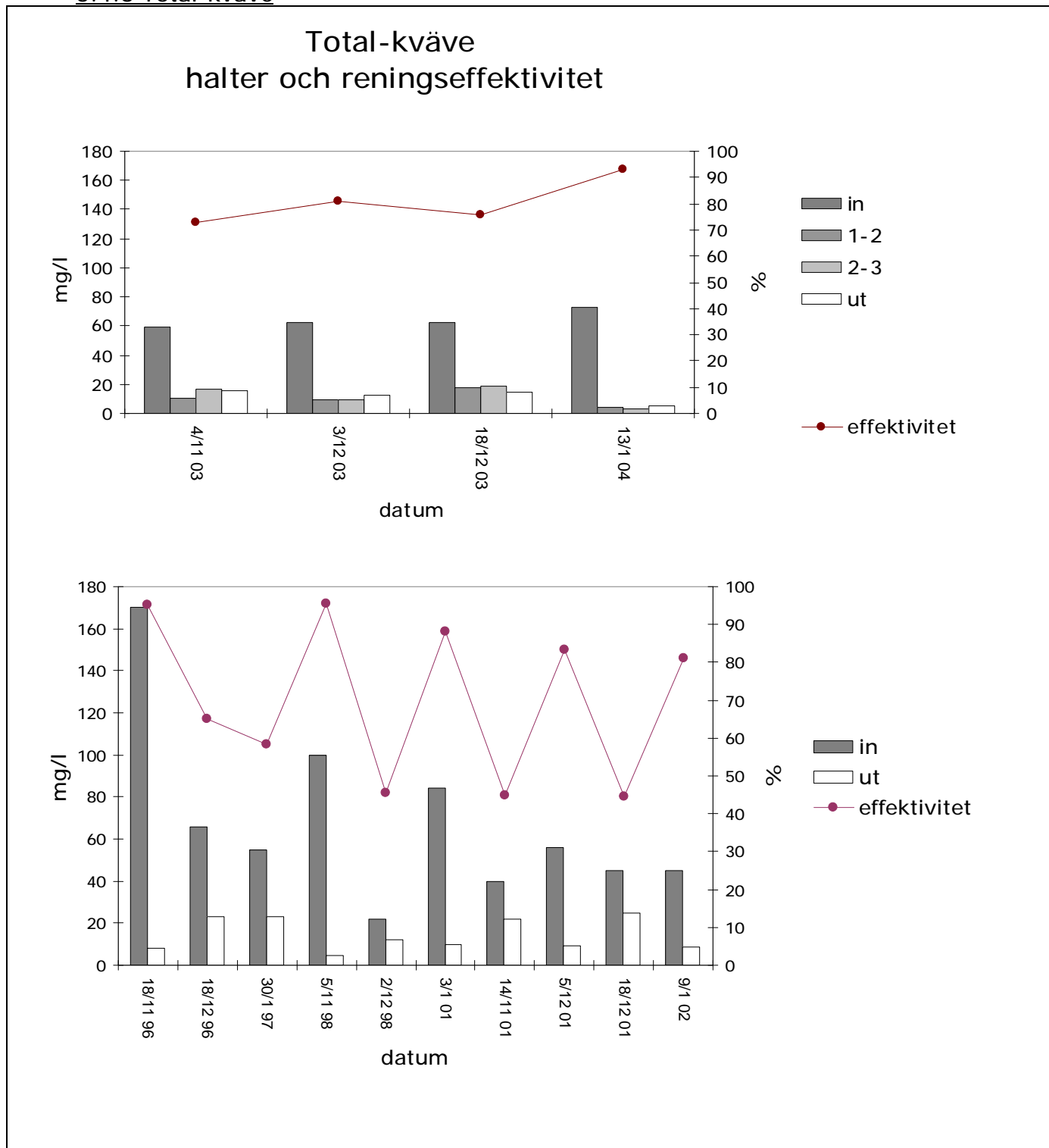
Figur 12 a-b.

a) Fosfatfosfor-halter (mg/l) i inloppet, i första dammens utlopp (1-2), i andra dammens utlopp (2-3) samt i utloppet till bäcken som vattenreningskärret i Bergum ansluter till. Reningseffektiviteten pendlar mellan 57% och 95%.

b) Fosfatfosforhalter (mg/l) i inlopp och utlopp. Reningseffektiviteten pendlar mellan 28% och 98%.

Reningseffektiviteten i båda diagrammen är baserad på halter från inloppet och utloppet. Samtliga prover är tagna i Bergums vattenreningskärr.

5.4.3 Total-kväve



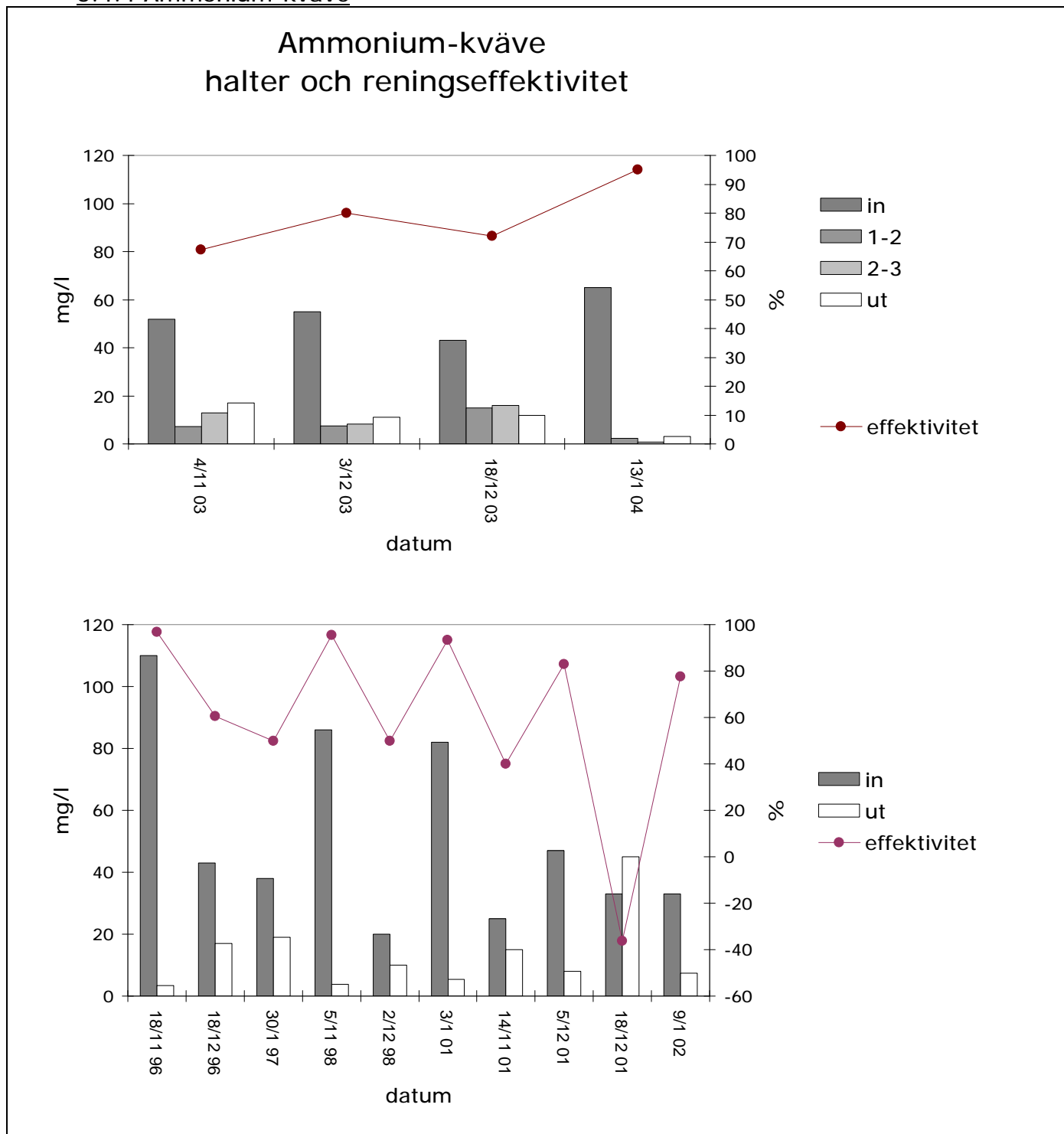
Figur 13 a-b.

a) Totalkväve-halter (mg/l) i inloppet, i första dammens utlopp (1-2), i andra dammens utlopp (2-3) samt i utloppet till bäcken som vattenreningskärr i Bergum ansluter till. Reningseffektiviteten håller sig över 73% och kan till största delen härledas till levé 1. Halterna total-kväve som kommer ut understiger 15 mg/l (undantaget 4 nov. med utgående halt på 16 mg/l) vilket är kravet för reningsverk.

b) Totalkvävehalter (mg/l) i inlopp och utlopp. Reningseffektiviteten pendlar mellan 44% och 96%. Halterna total-kväve som kommer ut understiger i hälften av provtagningarna och överstiger i andra hälften 15 mg/l vilket är kravet för reningsverk.

Reningseffektiviteten i båda diagrammen är baserad på halter från inloppet och utloppet. Samtliga prover är tagna i Bergums vattenreningskärr.

5.4.4 Ammonium-kväve



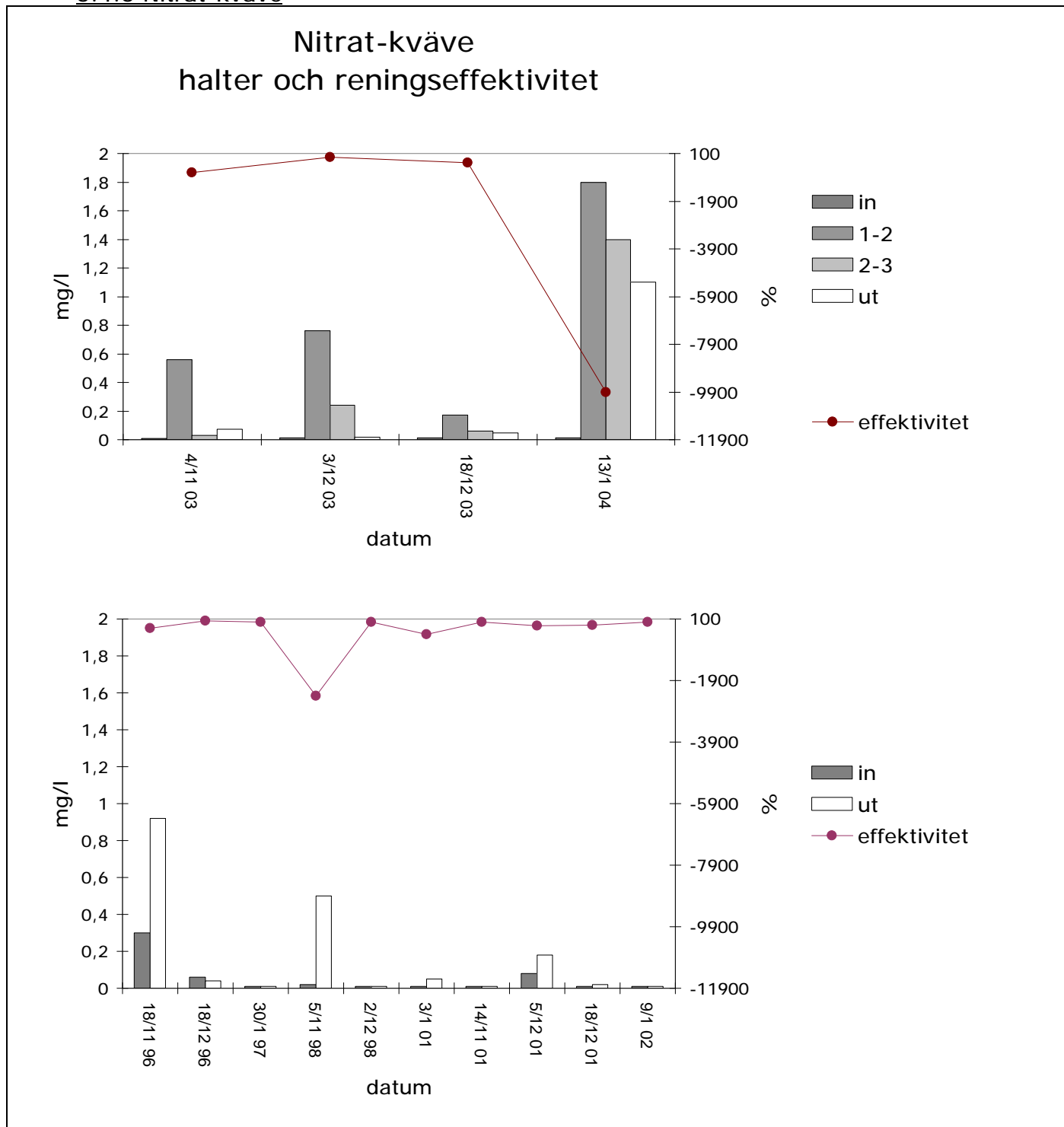
Figur 14 a-b.

a) Ammonium-kväve-halter (mg/l) i inloppet, i första dammens utlopp (1-2), i andra dammens utlopp (2-3) samt i utloppet till bäcken som vattenreningskärret i Bergum ansluter till. Reningseffektiviteten håller sig över 67%.

b) Ammonium-kväve-halter (mg/l) i inlopp och utlopp. Reningseffektiviteten pendlar mellan -36% och 97%.

Reningseffektiviteten i båda diagrammen är baserad på halter från inloppet och utloppet. Samtliga prover är tagna i Bergums vattenreningskärr.

5.4.5 Nitrat-kväve



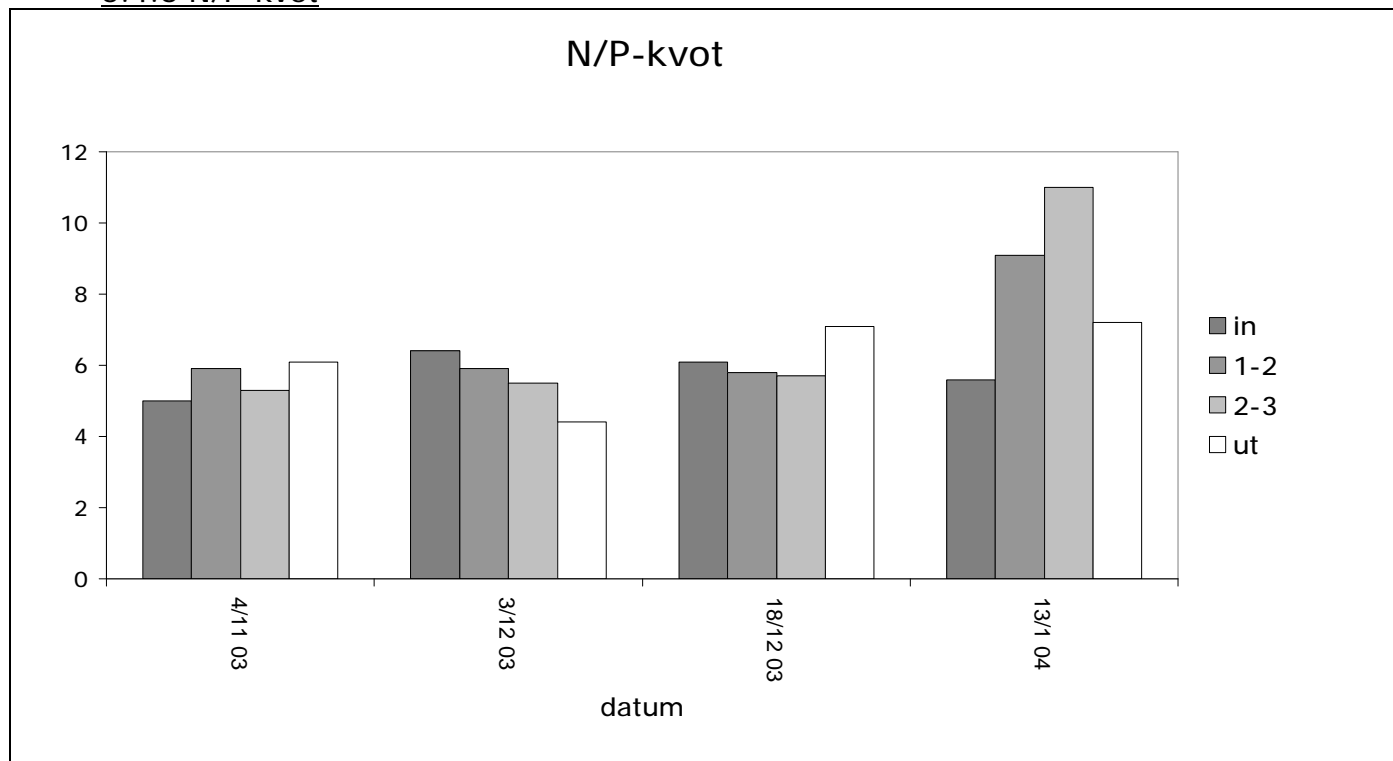
Figur 15 a-b.

a) Nitrat-kväve-halter (mg/l) i inloppet, i första dammens utlopp (1-2), i andra dammens utlopp (2-3) samt i utloppet till bäcken som vattenreningskärret i Bergum ansluter till. Reningseffektiviteten är negativ.

b) Nitrat-kväve-halter (mg/l) i inlopp och utlopp. Reningseffektiviteten pendlar mellan -2400% och 33%.

Reningseffektiviteten i båda diagrammen är baserad på halter från inloppet och utloppet. Samtliga prover är tagna i Bergums vattenreningskärr.

5.4.6 N/P-kvot

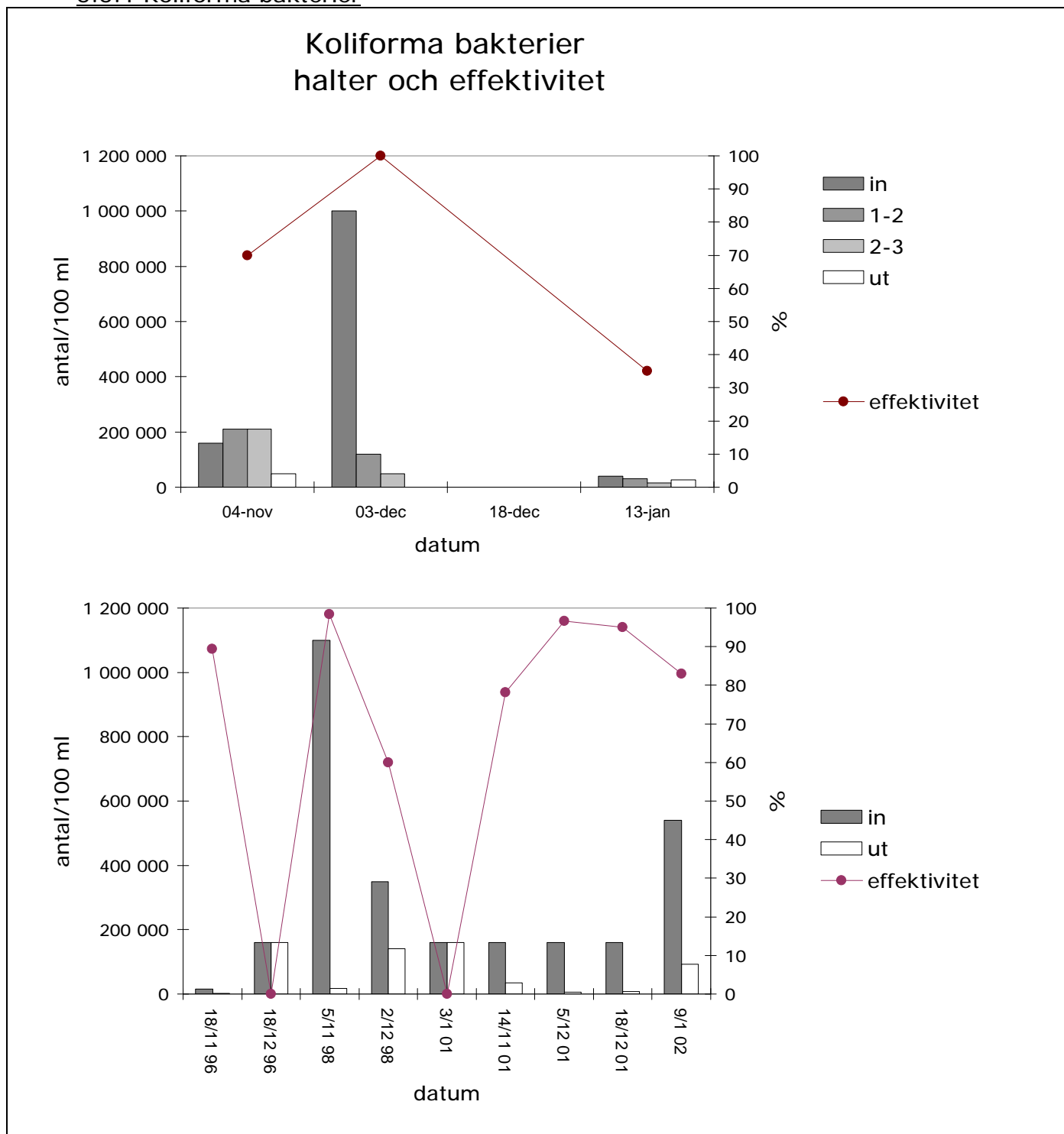


Figur 16.

Kväve-fosfor-kvot i inloppet, i första dammens utlopp (1-2), i andra dammens utlopp (2-3) samt i utloppet till bäcken som vattenreningskärret i Bergum ansluter till. N/P-kvoten höjs något efter att vattnet passerat samtliga levéer, undantaget den 3 december. Samtliga prover är tagna i Bergums vattenreningskärr.

5.5 Mikrobiologisk analys av bakterier i in- och utgående vatten.

5.5.1 Koliforma bakterier



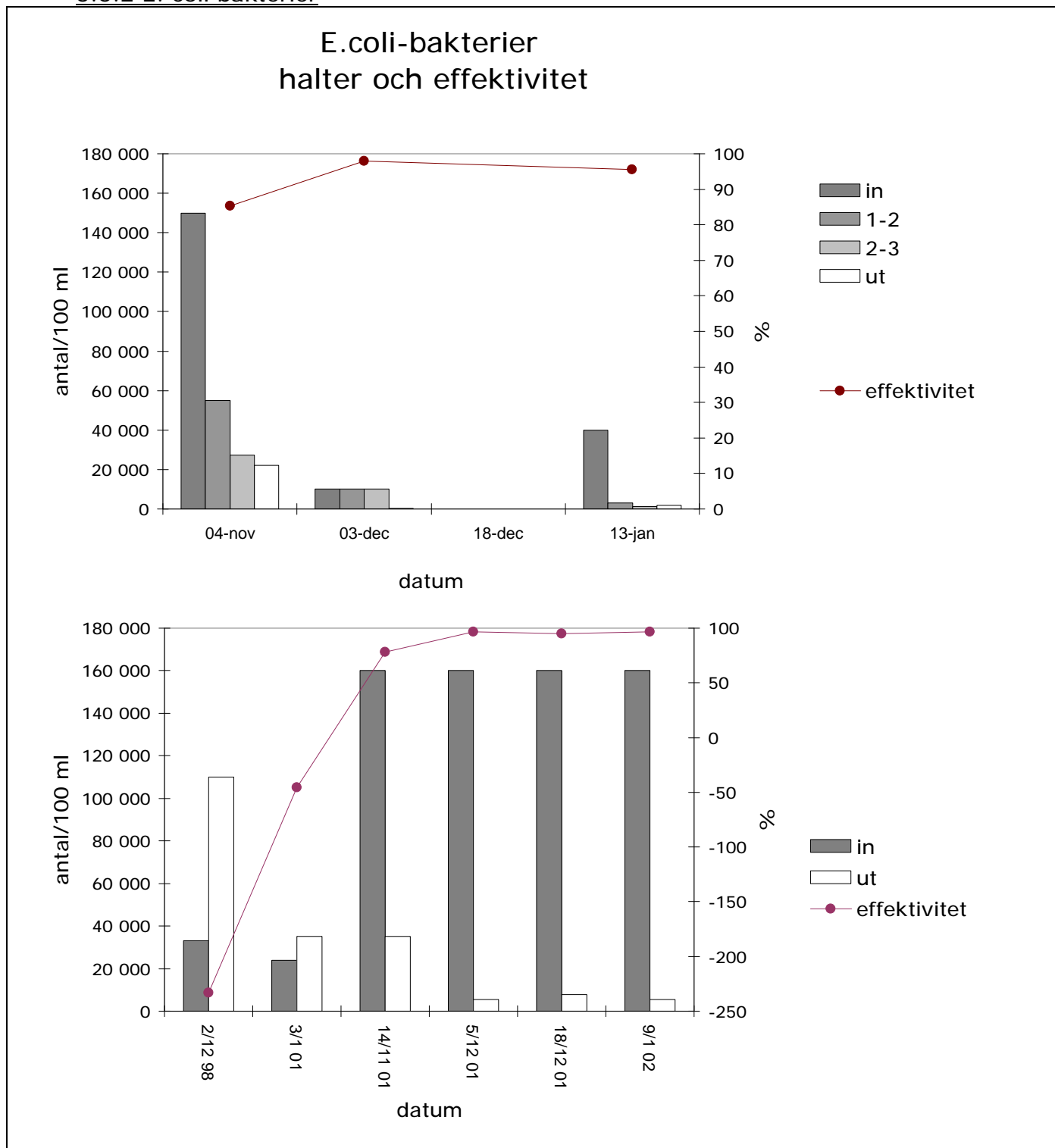
Figur 16 a-b.

a) Förekomst (antal/100 ml) av Koliforma bakterier (odlade i 35° C) i inloppet, i första dammens utlopp (1-2), i andra dammens utlopp (2-3) samt i utloppet till bäcken som vattenreningskärr i Bergum ansluter till. Utgående vattens data från 3 december är endast 420 st./100 ml varpå stapeln inte är synbar i diagrammet. Data från 18 december saknas p g a att resultaten förkommit på ALcontrol AB.

b) Förekomst (antal/100 ml) av Koliforma bakterier (odlade i 35° C) i inlopp och utlopp.

Övervägande del av utgående vattens mätvärden ligger över tillåtna gränsen för badvattenkvalitet. Reningseffektiviteten varierar mycket i båda diagrammen och är baserad på halter från inloppet och utloppet. Samtliga prover är tagna i Bergums vattenreningskärr.

5.5.2 E. coli bakterier

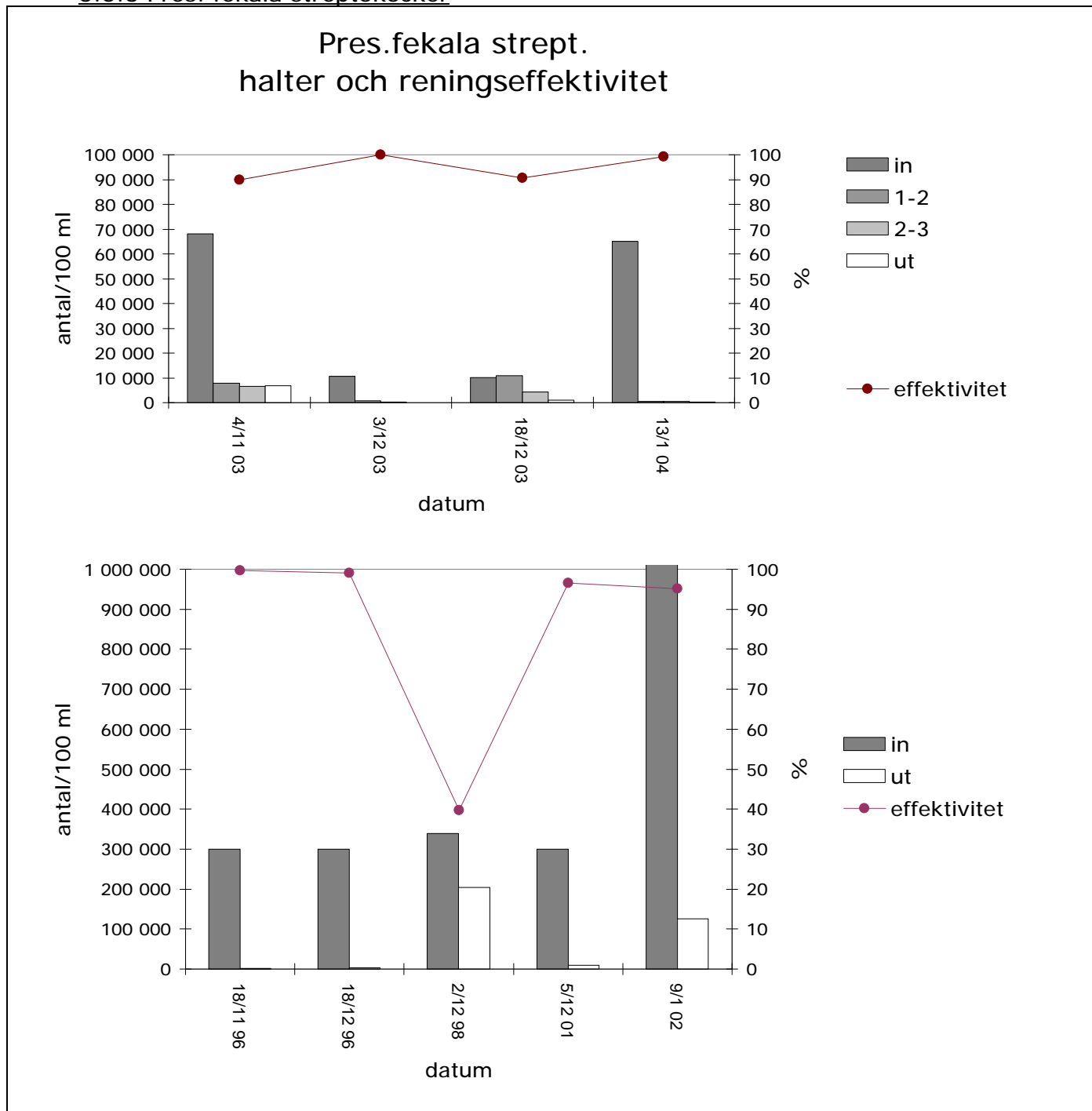


Figur 17 a-b.

a) Förekomst (antal/100 ml) av *E.coli* bakterier (odlade i 35° C) i inloppet, i första dammens utlopp (1-2), i andra dammens utlopp (2-3) samt i utloppet till bäcken som vattenreningskärret i Bergum ansluter till. Utgående vattens data från 3 dec. är endast 320 st./100 ml varpå stapeln inte är synbar i diagrammet. Data från 18 december saknas p g a att resultaten förkommit på ALcontrol AB.

b) Förekomst (antal/100 ml) av *E.coli* bakterier (odlade i 35° C) i inlopp och utlopp. Övervägande del av utgående vattens mätvärden ligger över tillåtna gränsen för badvattenkvalitet. Renings effektiviteten är baserad på halter från inloppet och utloppet i båda diagrammen. Samtliga prover är tagna i Bergums vattenreningskär.

5.5.3 Pres. fekala streptokocker



Figur 18 a-b.

För att kunna urskilja staplarna i första diagrammet erhöll de båda diagrammen skilda skalor m a p halter.

a) Förekomst (antal/100 ml) av *Pres. fekala streptokocker* (odlade i 35° C) i inloppet, i första dammens utlopp (1-2), i andra dammens utlopp (2-3) samt i utloppet till bäcken som vattenreningskärret i Bergum ansluter till. Utgående vattens samt andra dammens utloppsmätvärde från 3 december är 10 st./100 ml respektive 150 st./100 ml varpå staplarna inte är synbara i diagrammet.

b) Förekomst (antal/100 ml) av *Pres. fekala streptokocker* (odlade i 35° C) i inlopp och utlopp. Utgående vattens mätvärde den 18 november -96 är 900 st./100 ml varpå stapeln inte är synbar i diagrammet. Ingående vattens mätvärde den 9 januari -02 är 2,6 milj. st./100 ml varpå stapeln överskrider y-axelns maximala haltvärde.

Övervägande del av utgående vattens mätvärden ligger över tillåtna gränsen för badvattenkvalitet. Reningseffektiviteten är baserad på halter från inloppet och utloppet. Samtliga prover är tagna i Bergums vattenreningskärr.

5.6 Statistisk analys

Nollhypotes	Det föreligger ingen skillnad mellan behandling och kontroll	På kontrolyta föreligger ingen skillnad mellan referenspunkt och övriga mätningar	På ljusbehandlad yta föreligger ingen skillnad mellan referenspunkt och övriga mätningar
Växtplankton damm 1	Ingen skillnad i individantal mellan belyst yta och kontroll förutom den 12 dec. då signifikant större antal individer återfinns på belyst yta.	Signifikant färre antal individer vid jämförelse med grundmätning.	Signifikant färre antal individer vid jämförelse med grundmätning förutom den 12 dec. då signifikant större antal individer hittas.
Alger damm 2	Ingen skillnad	Ingen skillnad	Ingen skillnad
Ciliater damm 1	Ingen skillnad i individantal mellan belyst yta och kontroll förutom den 18 dec. då signifikant större antal individer återfinns på belyst yta.	Signifikant färre antal individer vid jämförelse med grundmätning.	Signifikant färre antal individer vid jämförelse med grundmätning
Ciliater damm 2	En signifikant större antal individer återfinns i den belysta ytan.	Signifikant färre antal individer vid jämförelse med grundmätning.	Signifikant färre antal individer vid jämförelse med grundmätning.
Syrgashalter damm 1	Ingen skillnad i syrgashalter föreligger mellan belyst yta och kontroll förutom den 12 dec. då högre halter återfinns i den belysta ytan.	Signifikant högre syrgashalter vid jämförelse med grundmätning förutom den 12 dec. där ingen skillnad påvisas.	Ingen skillnad vid jämförelse med grundmätning förutom 26 dec. där signifikant högre halter påvisas.
Syrgashalter damm 2	Signifikant högre syrgashalter i belyst yta förutom den 18 dec. då ingen skillnad påvisas.	Signifikant högre syrgashalter vid jämförelse med grundmätning.	Ingen skillnad vid jämförelse med grundmätning.
Konduktivitet damm 1	Ingen skillnad i konduktivitet föreligger mellan belyst yta och kontroll förutom den 3 och 12 dec. då signifikant högre konduktivitet påvisas i den belysta ytan.	Ingen skillnad den 12 december. Signifikant högre konduktivitet den 18 dec. och mindre den 26 dec. vid jämförelse med grundmätning.	Ingen skillnad vid jämförelse med grundmätning förutom den 26 dec. då signifikant lägre konduktivitet påvisas.
Konduktivitet damm 2	Ingen skillnad i konduktivitet mellan belyst yta och kontroll förutom den 12 dec. då signifikant högre konduktivitet påvisas och 26 dec. med betydligt lägre konduktivitet i den belysta delen.	Signifikant högre konduktivitet vid jämförelse med grundmätning förutom den 26 dec. då betydligt lägre konduktivitet påvisas.	Signifikant högre konduktivitet vid jämförelse med grundmätning förutom den 26 dec. då betydligt lägre konduktivitet påvisas.

Figur 19.

Sammanfattande tabell av utkomsten på Mann-Whitney U-testet beträffande ljusbehandlad yta mot kontroll samt ljusbehandlad och kontroll mot respektive referenspunkt.

Nollhypotes	Det föreligger ingen skillnad i effekt mellan behandling och kontroll	Det föreligger inga skillnader i utloppshalter mellan behandling och kontroll
Total-fosfor	Ingen skillnad	Ingen skillnad
Fosfat-fosfor	Ingen skillnad	Ingen skillnad
Total-kväve	Ingen skillnad	Ingen skillnad
Nitrat-kväve	Ingen skillnad	Ingen skillnad
Ammonium-kväve	Ingen skillnad	Ingen skillnad
Pres. fekala streptokocker	Ingen skillnad	-

Figur 20.

Sammanfattande tabell av utkomsten på Mann-Whitney U-testet beträffande datajämförelse av näringsanalyser samt *Pres. fekala streptokocker* mellan provserien och tidigare data.

6. Diskussion

6.1 Biomassan växtplankton samt syrgashalter

6.1.1 Biomassan växtplankton

Växtplanktonblomningen i damm 1 avtog redan under andra provtagningen och därefter kunde inget klorofyll detekteras. Den metod som använts för analys av klorofyll-a är ej en standardiserad metod för fältprover utan används främst i laborieförsök med höga densiteter av växtplankton. Skillnaden mellan fält och laborationsmetoden är huvudsakligen mängden vattenprov som analyseras, i fältförsök filtreras litervis av vatten och i den metod som använts endast 4 ml. Mikroskopanalyser av prover avsedda för ciliater har dock visat att växtplankton endast förekommit i prover under blomningsperioden. Detta styrker de resultat som erhållits. Dock visades lampornas effekt genom algpåväxt på dessa, som kontinuerligt skrapades bort med borste (efter provtagning) för att ljusspridningen i vattnet inte skulle förhindras.

Mann-Whitneys U-test visade på ett signifikant negativt samband mellan belysningen och förekomsten växtplankton. Växtplanktonens tillbakagång indikerar att;

- 1) lampornas ljusstyrka ej varit tillräcklig för att bibehålla fotosyntesen,
- 2) temperaturen varit begränsande,
- 3) näringsstillgången varit begränsande,
- 4) växtplanktonen som blommade varit adapterade till mörka förhållanden.

Troligtvis var de växtplankton som blommade adapterade till mörka förhållanden, varpå ljusstyrkan inte gynnat deras tillväxt. Därpå kan låga temperaturer varit en missgynnande faktor.

6.1.2 Syrgashalter

Syrgashalterna relaterades till växtplanktonaktiviteten, men inga direkta samband kunde finnas då syrgashalterna steg i alla provpunkterna trots växtplanktonens frånvaro. Dock märktes en viss skillnad mellan de belysta och inte belysta provpunkterna i respektive damm genom en syrgashaltsökning vid ljuskällorna. Syrgashalterna i andra dammens ljuspåverkade del var högre än första dammens mörka del vilket indikerar att ljuskällorna legat till grund för ökningen. Förhöjning kan bero på ljusrampernas algpåväxt. Skillnaden har inte kunnat påvisas med Mann-Whitneys U-test, förutom vid ett tillfälle, så den är att betrakta som föga signifikant och slumpmässig. Syrgashalterna var under de tre första mätillfällena relativt låga vid

jämförelse med bäcken utanför, vilket är att förvänta i detta starkt eutrofa system med stor nedbrytningsaktivitet av organiskt material. Vid sista provtagningen var differensen inte lika märkbar, vilket kan härledas till att aktiviteten på gården upphört med rådande jullov och därmed tillskottet på organiskt material som varit syretärande.

6.2 Biomassan ciliater

Ciliaterna minskade kraftigt från första provtillfället till att plana ut på en låg nivå under resterande mätningar. Detta kunde påvisas statistiskt signifikant. Minskning har inte sin grund i låga syrgashalter eftersom syrgashalterna stigit allteftersom. Resultaten kan ha orsakats av att vattenhämtaren efter andra provtagningstillfället ersatts av en snarlikt men mindre och med något snävare öppning. Det förklarar dock inte dippen från första till andra provtagningen. Troligare är att främst födotillgången men även temperaturen varit den begränsande faktorn vilket styrks av resultaten från växtplanktonens biomassaförändring samt att temperaturen sjunkit. Mann-Whitneys U-test påvisade dock en signifikant skillnad på förekomsten av ciliater mellan belyst yta och kontroll i damm 2 och vid ett tillfälle i damm 1. Detta kan ha sin förklaring i algpåväxten på ljusramperna som kan utgöra en viktig födotillgång för ciliater.

6.3 Konduktivitet och närsaltshalter

6.3.1 Konduktivitet

Konduktiviteten varierar i både kontrollerna och behandlade ytorna och inga signifikanta samband med ljusbehandlingen är märkbara. Vad som märks tydligt är att den största delen av närsaltsreningen sker i första dammens första hälft då denna del har högst mätvärden och därmed högst närsaltshalter. Redan andra hälften av damm 1 har lägre mätvärden vilka inte skiljer sig speciellt från vattenreningssystemets övriga värden. Vid jämförelse med bäckens konduktivitet märks skillnaden tydligt de tre första provtagningarna med mycket högre värden i dammsystemet, dock ej den 26 december där skillnaderna är utjämnade. Den låga konduktiviteten i hela dammsystemet den 26 december kan härledas till rådande juluppehåll och ger ett signifikant skilt måtetal hos både kontroll och behandlad yta med grundmätning. Under juluppehållet förekommer det ingen aktivitet i fritidslantgården förutom i djurstallarna varför inget nytt avloppsvatten tillförs trekammarbrunnen.

6.3.2 Fosfor

Resultaten av analyserna på totalfosforhalter visar på en relativt god reningseffektivitet (72 - 95%) som till största delen kan tillskrivas levé 1. Tillskrivningen stöds av resultaten från konduktivetsmätningarna. Trots bristen på kemisk fosforfällning håller sig halterna totalfosfor i utgående vatten mellan 0,7 och 2,7 vilket är något högre än kravet på reningsverk som ligger på 0,5 mg/l. Vattenreningskärret kan med andra ord anses ha god fosforreningskapacitet. Reningseffektiviteten m a p fosfatfosfor pendlar mellan att vara relativt bra till något sämre (57 - 95%) och halterna i utgående vatten håller sig mellan 0,51 - 2,5 mg/l, d v s utgör huvuddelen av totalfosfor.

P g a för liten stickprovsstorlek kunde ingen statistisk analys av jämförelsen mellan provtagningarna innan belysning och efter utföras. Dock jämfördes reningseffektiviteten och halterna i utgående vatten mellan provtagningsserien och gångna års mätningar med Mann-Whitney´s U-test. Inga signifikanta skillnader mellan varken reningseffektivitet eller utgående halter kunde påvisas.

6.3.3 Kväve och N/P-kvot

Reningseffektiviteten av totalkvävehalter är relativt god (73 - 93%) och kan till största delen härledas till levé 1, vilket stämmer bra överens med resultaten från konduktivetsmätningarna. Halterna total-kväve i utgående vatten understiger 15 mg/l (undantaget 4 november med utgående halt på 16 mg/l) vilket är kravet för reningsverk. Vattenreningskärret kan även i detta avseende anses ha god reningskapacitet.

Huvuddelen av kvävet återfinns i ammoniumform, endast en marginell del i nitratform. Reningseffektiviteten m a p ammonium är relativt god (67 - 95%) men obefintlig eller rent av negativ m a p nitrat. Negativ reningseffektivitet innebär att vattenreningskärret läcker nitrat, dvs mer nitrat återfinns i utgående vatten än i ingående. Den främsta orsaken till detta skeende är att förhållandena i trekammarbrunnen är anaeroba vilket föranleder att kvävet återfinns i ammoniumform. När ammoniumet möter aeroba förhållanden i vattenreningskärret ombildas det till nitrat i viss omfattning. Primärproduktionen som under vinterhalvåret är obetydlig, kan inte tillgodogöra sig kvävet vilket ger felaktiga resultat beträffande reningseffektiviteten när ingående vattens halter jämförs med utgående. Ytterligare en orsak är den omfattande nedbrytningen av organiskt material som sker av mikroorganismer i kombination med obetydlig primärproduktion, vilket orsakar att nytt kväve regenereras i systemet.

P g a för liten stickprovsstorlek kunde ingen statistisk analys av jämförelsen mellan provtagningarna innan belysning och efter utföras. Dock jämfördes reningseffektiviteten och halterna i utgående vatten mellan provtagningsserien och gångna års mätningar med Mann-Whitney´s U-test. Inga signifikanta skillnader mellan varken reningseffektivitet eller utgående halter kunde påvisas. Understrykas bör att reningseffektiviteten m a p totalkväve även under gångna år pendlat mellan att vara relativt bra och väldigt dåligt (44 - 96%) och halterna totalkväve i utgående vatten har hållit sig mellan 8 och 25 mg/l, d v s omkring gränserna för tillåtna värden på reningsverk. Reningseffektiviteten m a p nitrat har varit undermålig och i många fall har nitrat läckt ut ur systemet. Ammoniumreningen har liksom i provtagningsserien pendlat mellan att vara bra och mycket dålig.

Generellt är det märkbart att N/P-kvoten höjs något efter att vattnet passerat samtliga levéer (5,0 - 6,1 → 5,6 - 11), förutom vid ett tillfälle då kvoten sänktes från 6,4 till 4,4. Detta kan härledas till regenereringen av kväve under den omfattande nedbrytningen och bristfälliga primärproduktionen. Likväl ändras inte kvoten till reningsverkens grad och kan anses vara väl balanserad.

6.4 Bakterier

Den lilla stickprovsstorleken beträffande Koliforma bakterier och *E.coli* (endast ett prov under belysning) medförde att ingen statistisk analys kunde utföras på provtagningsserien och mellan provtagningsserien och gångna års mätningar. Reningseffektiviteten var mycket hög under hela provtagningsperioden, dock väldigt låg m a p Koliforma bakterier den 14 januari. Inget konkret samband mellan belysning och ökad reningseffektivitet kunde urskiljas. De enda mätvärdena under ljusbehandling erhöles den 14 januari och kunde jämföras med övriga datum. Beträffande Koliforma bakterier var reningseffektiviteten betydligt lägre under ljusrampernas påverkan än före, dock visar föregående års mätvärden på reningseffektivitetens stora skiftningar vilket pekar på värdets osignifikans. Endast vid ett tillfälle var halterna i utgående vatten under gränserna för badvattenskvalitet, övriga datum låg långt över gränsvärdena. Reningseffektiviteten m a p *E.coli* var relativt god, likväl låg halterna långt över gränsvärdena för badvattenskvalitet. Ingen ökning i reningskapaciteten var märkbar under belysningens inverkan. Gångna års mätvärden har fluktuerat kraftigt och även bidragit till negativa reningskapaciteter. De negativa värdena kan ha sin grund i otillräcklig rening i kombination med gynnsamma förhållanden för bakterierna.

Beträffande *Pres.fekala streptokocker* kunde Mann-Whitneys U-test utvärdera att inga signifikanta skillnader förelåg mellan provtagningsserien och föregående års mätningar. Reningseffektiviteten kan anses vara god. Likväl låg halterna endast vid ett tillfälle långt under gränsen för badvattenskvalitet (reningskapaciteten vid det tillfället var 99,9 %), övriga datum låg långt över gränsvärdena. Ingen skillnad förelåg i reningseffektivitet före och under belysning samt vid jämförelse med föregående års mätningar.

Vid sju tillfällen av tio kunde reningskapaciteten härledas till första levén för samtliga bakterier vilket visar att den huvudsakliga reningen sker där.

7. Konklusioner

Det förväntade resultatet av ljusstimuleringen var att bibehålla primärproduktionen och därmed reningseffektiviteten. Resultaten från denna studie visar tydligt att den artificiella belysningen, under givna försöksförhållanden, inte haft någon inverkan på reningseffektiviteten beträffande närsalter och bakterier. Därför måste det beaktas vilka övriga faktorer som är begränsande för vattenreningskärrets funktion.

Ljusstimuleringens misslyckande av primärproduktionsbibehållningen indikerar att:

- 1) Ljustillförseln under experimentet varit otillräcklig beträffande effekt och antal ljustimmar.
 - 2) Ljusramperna kan ha större effekt om de kopplas in under ett tidigare skede, kanske redan i september, så att ljuskrävande växtplankton fångas upp och hålls vid liv.
 - 3) Juluppehållet kan utgöra en begränsande faktor beträffande näringstillförsel för plankton, vilket kan resultera i att befintliga växtplanktonpopulationer ödeläggs för att då näringen återkommer inte kunna återuppbyggas.
 - 4) Temperaturen roll som begränsande faktor för växtplanktonen kan vara av stor vikt.
- Försök på laboratorium med vattenreningskärrets specifika växtplanktonflora beträffande sambandet temperatur, ljuseffekt, näringsinnehåll och tillväxt kan utreda begränsningar för primärproduktionstillväxten. Därtill bör grundliga undersökningar beträffande ciliatpopulationens tillväxtbegränsningar upprättas.

Studien har även visat att bakteriereduktionen är det främsta problemet då närsaltshalterna håller sig kring gränsvärdena för reningsverk. Den låga N/P-kvoten i utgående vatten medför att fosfor inte är begränsande för primärproduktionen i limniska system så att primärproduktionen i skärgård och kusthav inte påverkas. Årsskiftets stränga vinter har inneburit, dels att dammarna bottenfrost men även att ljusramperna då förlorat sin effektivitet. Bottenfrysningen i sig innebär att inget utgående vatten förs ut ur systemet vilket är mycket positivt beträffande den undermåliga reningen av främst bakterier. Effekten av isens upptining är främst beroende av när den sker. Om antalet ljustimmar överstiger gränsen för vad de ljuskrävande primärproducenterna kräver kan en uppblösningen av växtplankton vara möjlig så att bakterietärande ciliater kan komma till sin rätt. I det fallet borde reningen vara tillräcklig för att uppnå de badhygieniska kraven. Men då utfallet för detta scenario inte bör betraktas som stabilt återkommande bör en lämplig metod beträffande bakteriereduktionen snarast introduceras så att de badhygieniska kraven kan uppfyllas. UV-strålning av utgående vatten kan komma att bli en metod för att förbättra reningseffektiviteten m a p bakterier. Bakteriereducerande metoder av ingående vatten kan även bli aktuella. Det bör utvärderas vad sådana ingrepp har för inverkan på ekosystemet i vattenreningskärret.

Samtliga resultat indikerar att reningen i huvudsak sker i första dammen, vilket implicerar att ingrepp avsedda för förbättring av reningseffektiviteten skall utföras i denna levé, bortsett från UV-strålningsmetoden.

8. Erkännanden

Vivian Aldén vid botaniska institutionen har varit till ovärderlig hjälp under arbetets gång, genom att tillhandahålla instruktionsböcker och handledning i analytiska moment. Professor Jan Stenson, mentor och granskare av denna uppsats, har hjälpt undertecknad till rätta i limnologiska laboratoriet och med analysmetoder samt införskaffat allt material behövt för experimenten. Kristina Sundell har upplåtit utrymme i zoofysiologiska laboratoriet och tillhandahållit material som använts under centrifugeringsmomentet. Gunilla Magnusson har väglett undertecknad, upplåtit syrgasmätare och konduktivitetsmätare för fältförsöken samt varit ett stort stöd under arbetets gång. Olof Pehrsson, projektets grundare och granskare av denna uppsats har varit till ovärderlig hjälp vid kunskapsinhämtning beträffande vattenreningsproblematiken.

Till ovan nämnda personer skulle jag vilja rikta ett mycket stort tack.

Referenser

- Andersson, B., Areskoug, H., Lindahl, A.H., Löfgren, S., Olsson, H. & Persson, G. 1993. Eutrofiering av mark, sötvatten och hav. Miljön i Sverige tillstånd och trender (MIST). Naturvårdsverket. Rapport 4134.
- Andersson, R., Berggren, H., Emanuelsson, U., Espeby, L., Herrman, J., Jansson, M., Leonardsson, L., Persson, J. & Thyssen, N. 1991. Våtmarker och sjöar som kvävefällor forskningsprogram för perioden 1990/91 - 1993/94. Naturvårdsverket. Rapport 3962.
- Barnad, C., Gilbert, F. & McGregor, P. 2001. Asking questions in biology key skills for practical assessments and project work. Second edition. Pearson education limited.
- Henriksson, J., Jansson, M. & Leonardson, L. 1991. Kväveretention och denitrifikation i jordbrukslandskapets rinnande vatten. Naturvårdsverket. Rapport 3901.
- Hopkins, W.G. 1999. Introduction to plant physiology, 2e. John Wiley & Sons. ISBN 0-471-19281-3.
- Leonardson, L. 1994. Våtmarker som kvävefällor svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket. Rapport 4176.
- Lönngrén, G. 1995. Våtmark renare vatten och rikare livsmiljö. Agenda 21 utvecklingsguide nr 1. Movium, Alnarp.
- Nordström, A. 1991. Vattenförsörjning & Avloppshantering. Dialogos, Lund.
- Pehrson, O. 1993. Vattenreningskärret i ARÖD 2:226: funktion och utveckling, Solberga, Kungälv kommun. Göteborgs och Bohuslän. Olof Pehrson Ekologi-konsult.
- Pehrson, O. 1998. Vattenreningskärret i Bergum utvärdering av en försöksperiod. Göteborgs och Bohuslän. Olof Pehrson Ekologi-konsult.
- Pehrson, O. 1997. Vattenreningskärr statistisk bearbetning: jämförelse mellan Bergum och andra anläggningar. Göteborgs och Bohuslän. Olof Pehrson Ekologi-konsult.
- Pehrson, O. 1998. Vattenreningskärret i Bergum ny provtagningsserie. Göteborgs och Bohuslän. Olof Pehrson Ekologi-konsult.
- Pehrson, O. 2001. Bergums vattenreningskärr utvärdering av en 5-årsperiod. Göteborgs och Bohuslän. Olof Pehrson Ekologi-konsult.
- Persson, E. 1997. Zooplankton En myllrande länk i framtidens reningsverk. Examensarbete i zoologisk ekologi, 20p. Göteborgs universitet.
- Pettersson, K. 1980. Alkaline phosphatase activity and algal surplus phosphorus as phosphorus deficiency indicators in Lake Erken. Arch. Hydrobiol. 89(1/2):54-87.
- Stauffer, J. 1998. The Water Crisis constructing solutions to freshwater pollution. Earthscan Publications Limited, Centre for Alternative Technology.
- Svensson, E. 1979. Elementär statistik för vårdutbildningar. Natur och Kulttur. ISBN 91-27-50216-3
- Wittgren, H.B. & Hasselgren, K. 1992. Naturliga system för avloppsvattenrening och resursutnyttjande i tempererat klimat. Svenska vatten och avloppsverksföreningen. VA-FORSK 1992:15
- Genetiska Institutionen. 1970. Kompendium i biologisk statistik. Lund

Appendix

Provtagning 1, grundmätningar lampor avstängda
2003-12-03

Ciliater antal/10mL

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7	Prov 8	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	393	990	670	438	783	536	912	878	700	226
Damm 1 mörk	906	855	763	423	1591	597	569	676	798	357
Damm 2 ljus	464	1188	948	696	1336	1009	477	1373	936	361
Damm 2 mörk	765	408	524	413	419	474	892	637	567	182

Klorofyll a µg/mL

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7	Prov 8	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	0,85	0,53	0,90	0,23	0,53	0,50	1,00	0,59	0,65	0,26
Damm 1 mörk	0,35	0,45	0,77	0,37	0,52	0,97	0,59	1,4	0,68	0,36
Damm 2 ljus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Damm 2 mörk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

O₂ mg/Liter

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	5,0	4,1	1,8	1,7	3,15	1,66
Damm 1 mörk	2,0	2,0	2,0	2,0	2,00	0,00
Damm 2 ljus	7,1	5,0	2,8	2,0	4,23	2,30
Damm 2 mörk	1,9	1,2	1,2	1,1	1,35	0,37

Damm 3 in	2,4
Damm 3 ut	2,6
Damm 4 in	3,8
Damm 4 ut	3,6
Damm 5 in	2,2
Damm 5 ut	1,9
Damm 6 in	2,7
Damm 6 ut	2,3
Bäck uppstr.	13,0
Bäck nedstr.	12,0

Konduktivitet mS/cm²

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	0,79	0,63	0,48	0,47	0,593	0,151
Damm 1 mörk	0,39	0,39	0,40	0,41	0,398	0,010
Damm 2 ljus	0,27	0,27	0,27	0,25	0,265	0,010
Damm 2 mörk	0,27	0,26	0,25	0,27	0,263	0,010

Damm 3 in	0,25
Damm 3 ut	0,26
Damm 4 in	0,23
Damm 4 ut	0,27
Damm 5 in	0,26
Damm 5 ut	0,28
Damm 6 in	0,27
Damm 6 ut	0,26
Bäck uppstr.	0,07
Bäck nedstr.	0,09

Provtagning 2
2003-12-12

Ciliater antal/10mL

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7	Prov 8	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	83	106	807	376	387	385	596	144	361	252
Damm 1 mörk	462	159	425	183	503	256	191	279	307	137
Damm 2 ljus	235	114	244	234	142	68	98	209	168	71
Damm 2 mörk	55	52	87	70	100	64	51	39	65	20

Klorofyll a µg/mL

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7	Prov 8	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	1,18	1,42	1,31	2,37	0,98	1,36	0,87	1,21	1,34	0,46
Damm 1 mörk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Damm 2 ljus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Damm 2 mörk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

O₂ mg/ Liter

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	6,5	7,5	3,2	4,8	5,50	1,90
Damm 1 mörk	2,7	1,8	2,4	1,6	2,13	0,51
Damm 2 ljus	3,4	3,2	3,2	3,4	3,30	0,12
Damm 2 mörk	2,8	2,4	2,4	1,8	2,35	0,41

Damm 3 in	1,9
Damm 3 ut	2,0
Damm 4 in	2,1
Damm 4 ut	2,2
Damm 5 in	1,9
Damm 5 ut	2,2
Damm 6 in	2,1
Damm 6 ut	2,7
Bäck uppstr.	10,6
Bäck nedstr.	11,0

Konduktivitet mS/cm²

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	1,02	0,92	0,57	0,48	0,748	0,263
Damm 1 mörk	0,48	0,43	0,42	0,37	0,425	0,045
Damm 2 ljus	0,46	0,53	0,45	0,48	0,480	0,036
Damm 2 mörk	0,45	0,40	0,40	0,41	0,415	0,024

Damm 3 in	0,45
Damm 3 ut	0,50
Damm 4 in	0,42
Damm 4 ut	0,40
Damm 5 in	0,40
Damm 5 ut	0,40
Damm 6 in	0,40
Damm 6 ut	0,39
Bäck uppstr.	0,10
Bäck nedstr.	0,09

Provtagning 3
2003-12-18

Ciliater antal/10 mL

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7	Prov 8	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	313	61	162	46	59	52	69	79	105	91,7
Damm 1 mörk	32	53	14	31	39	22	18	23	29	12,7
Damm 2 ljus	347	72	87	79	292	71	120	141	152	107,0
Damm 2 mörk	67	37	24	21	25	23	26	40	32	15,4

Klorofyll a µg/mL

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7	Prov 8	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Damm 1 mörk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Damm 2 ljus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Damm 2 mörk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

O₂ mg/ Liter

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	4,3	4,3	4,3	4,5	4,35	0,10
Damm 1 mörk	4,5	4,3	4,3	4,3	4,35	0,10
Damm 2 ljus	4,8	4,5	5,5	4,8	4,90	0,42
Damm 2 mörk	3,5	3,8	3,1	3,6	3,50	0,29

Damm 3 in	2,5
Damm 3 ut	2,8
Damm 4 in	2,3
Damm 4 ut	2,1
Damm 5 in	1,6
Damm 5 ut	2,3
Damm 6 in	2,1
Damm 6 ut	1,2
Bäck uppstr.	8,8
Bäck nedstr.	8,8

Konduktivitet mS/cm²

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	0,69	0,50	0,44	0,45	0,520	0,116
Damm 1 mörk	0,45	0,42	0,44	0,43	0,435	0,013
Damm 2 ljus	0,31	0,28	0,39	0,33	0,328	0,046
Damm 2 mörk	0,40	0,46	0,41	0,43	0,425	0,026

Damm 3 in	0,46
Damm 3 ut	0,34
Damm 4 in	0,33
Damm 4 ut	0,39
Damm 5 in	0,41
Damm 5 ut	0,42
Damm 6 in	0,36
Damm 6 ut	0,40
Bäck uppstr.	0,08
Bäck nedstr.	0,10

Provtagning 4
2003-12-26

Ciliater antal/10mL

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7	Prov 8	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	282	73	54	68	85	151	117	78	114,0	74,8
Damm 1 mörk	98	102	92	102	139	107	78	81	99,9	18,9
Damm 2 ljus	136	34	79	108	68	65	134	89	89,1	35,3
Damm 2 mörk	27	41	57	39	43	22	25	56	38,8	13,4

Klorofyll a µg/mL

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7	Prov 8	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Damm 1 mörk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Damm 2 ljus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Damm 2 mörk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

O₂ mg/L

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	7,9	7,5	7,9	7,7	7,75	0,19
Damm 1 mörk	7,4	7,9	7,6	7,9	7,70	0,24
Damm 2 ljus	7,8	7,2	6,9	6,7	7,15	0,48
Damm 2 mörk	6,6	6,3	6,5	6,1	6,38	0,22

Damm 3 in	6,1
Damm 3 ut	6,0
Damm 4 in	7,2
Damm 4 ut	6,4
Damm 5 in	6,4
Damm 5 ut	6,7
Damm 6 in	7,1
Damm 6 ut	6,7
Bäck uppstr.	10,2
Bäck nedstr.	10,2

Konduktivitet mS/cm²

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Medel	Stdav
Damm 1 ljus	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0
Damm 1 mörk	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0
Damm 2 ljus	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0
Damm 2 mörk	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0

Damm 3 in	0,14
Damm 3 ut	0,14
Damm 4 in	0,14
Damm 4 ut	0,14
Damm 5 in	0,14
Damm 5 ut	0,14
Damm 6 in	0,14
Damm 6 ut	0,13
Bäck uppstr.	0,07
Bäck nedstr.	0,07

Bakterieanalys

		2003-11-04	2003-12-03	2003-12-18	2004-01-14
Koliforma bakterier 35 g cfu/100 mL	in	160000	1000000	-	40000
	1-2	210000	120000	-	3200
	2-3	210000	48000	-	15000
	ut	48000	420	-	26000
Reningseffektivitet (%)		70,0	99,9	-	35,0
<i>E. coli</i> cfu/100 mL	in	150000	10000	-	40000
	1-2	55000	10000	-	3000
	2-3	27450	10000	-	1100
	ut	22000	200	-	18000
Reningseffektivitet (%)		85,3	98,0	-	95,5
<i>Pres. fekala strep.</i> cfu/100 mL	in	68000	10600	10000	65000
	1-2	7800	860	11000	550
	2-3	6500	150	4300	500
	ut	6800	10	930	350
Reningseffektivitet (%)		90,0	99,9	90,7	99,2

Koliforma bakterier 35 g cfu/100 mL	in	ut	Reningseffektivitet (%)
1996-11-18	16000	1700	89,4
1996-12-18	160000	160000	0,0
1998-11-05	1100000	17000	98,5
1998-12-02	350000	140000	60,0
2001-01-03	160000	160000	0,0
2001-11-14	160000	35000	78,1
2001-12-05	160000	5400	96,6
2001-12-18	160000	7900	95,1
2002-01-09	540000	92000	83,0

<i>E. coli</i> cfu/100 mL			
1998-12-02	33000	110000	-233,3
2001-01-03	24000	35000	-45,8
2001-11-14	160000	35000	78,1
2001-12-05	160000	5400	96,6
2001-12-18	160000	7900	95,1
2002-01-09	160000	5400	96,6

<i>Pres. fekala strep.</i> cfu/100 mL			
1996-11-18	300000	900	99,7
1996-12-18	300000	3000	99,0
1998-12-02	339600	204500	39,8
2001-12-05	300000	10200	96,6
2002-01-09	2600000	125000	95,2

Närsaltsanalys

		2003-11-04	2003-12-03	2003-12-18	2004-01-14
Tot-P (mg/L)	in	12,00	9,70	10,00	13,00
	1-2	1,70	1,60	3,10	0,45
	2-3	3,20	1,70	3,30	0,32
	ut	2,60	2,70	2,10	0,70
Reningseffektivitet (%)		78,3	72,2	79,0	94,6
Fosfat-P (mg/L)	in	9,90	5,80	9,00	10,00
	1-2	1,20	1,30	2,50	0,25
	2-3	2,30	1,50	1,50	0,22
	ut	2,10	2,50	0,51	0,52
Reningseffektivitet (%)		78,8	56,9	94,3	94,8
Tot-N (mg/L)	in	59,0	62,0	62,0	73,0
	1-2	10,0	9,5	18,0	4,1
	2-3	17,0	9,4	19,0	3,5
	ut	16,0	12,0	15,0	5,2
Reningseffektivitet (%)		72,9	80,7	75,8	92,9
Ammonium-N (mg/L)	in	52,0	55,0	43,0	65,0
	1-2	7,2	7,5	15,0	2,4
	2-3	13,0	8,3	16,0	0,8
	ut	17,0	11,0	12,0	3,2
Reningseffektivitet (%)		67,3	80	72,1	95,1
Nitrat-N (mg/L)	in	0,009	0,012	0,012	0,011
	1-2	0,560	0,760	0,170	1,800
	2-3	0,028	0,240	0,061	1,400
	ut	0,072	0,019	0,046	1,100
Reningseffektivitet (%)		-700,0	-58,3	-283,3	-9900,0
N/P-kvot (tot.)	in	5,0	6,4	6,1	5,6
	1-2	5,9	5,9	5,8	9,1
	2-3	5,3	5,5	5,7	11,0
	ut	6,1	4,4	7,1	7,2
Tot-P (mg/L)	in	ut	Reningseffektivitet (%)		
	1996-11-18	15,0	0,4	97,4	
	1996-12-18	11,0	3,6	67,3	
	1997-01-30	9,2	4,0	56,5	
	1998-11-05	19,0	0,9	95,5	
	1998-12-02	3,7	1,8	51,4	
	2001-01-30	20,0	3,7	81,5	
	2001-11-14	3,3	1,7	48,5	
	2001-12-05	8,0	1,6	80,0	
	2001-12-18	2,9	1,9	34,5	
2002-01-09	6,6	1,1	83,3		
Fosfat-P (mg/L)	1996-11-18	14,0	0,3	97,7	
	1996-12-18	7,9	2,8	64,6	
	1998-11-05	15,0	0,8	94,5	
	1998-12-02	3,6	1,9	47,2	
	2001-01-30	11,0	3,5	68,2	
	2001-11-14	3,6	1,6	55,6	

40 Kan Ijusanläggning öka reningseffektiviteten vintertid

2001-12-05	6,8	1,5	77,9
2001-12-18	0,8	0,6	27,6
2002-01-09	6,2	0,9	85,2

Tot-N (mg/L)	in	ut	Reningseffektivitet (%)
1996-11-18	170,0	8,0	95,3
1996-12-18	66,0	23,0	65,2
1997-01-30	55,0	23,0	58,2
1998-11-05	100,0	4,4	95,6
1998-12-02	22,0	12,0	45,5
2001-01-30	84,0	10,0	88,1
2001-11-14	40,0	22,0	45,0
2001-12-05	56,0	9,4	83,2
2001-12-18	45,0	25,0	44,4
2002-01-09	45,0	8,5	81,1

Ammonium-N (mg/L)			
1996-11-18	110,0	3,5	96,8
1996-12-18	43,0	17,0	60,5
1997-01-30	38,0	19,0	50,0
1998-11-05	86,0	3,9	95,5
1998-12-02	20,0	10,0	50,0
2001-01-30	82,0	5,5	93,3
2001-11-14	25,0	15,0	40,0
2001-12-05	47,0	8,0	83,0
2001-12-18	33,0	45,0	-36,4
2002-01-09	33,0	7,4	77,6

Nitrat-N (mg/L)			
1996-11-18	0,30	0,92	-206,7
1996-12-18	0,06	0,04	33,3
1997-01-30	0,01	0,01	0,0
1998-11-05	0,02	0,50	-2400,0
1998-12-02	0,01	0,01	0,0
2001-01-30	0,01	0,05	-400,0
2001-11-14	0,01	0,01	0,0
2001-12-05	0,08	0,18	-125,0
2001-12-18	0,01	0,02	-100,0
2002-01-09	0,01	0,01	0,0

This document was created with Win2PDF available at <http://www.daneprairie.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.