



*Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
Institutionen för Kemiteknik*

Processteknisk utvärdering av reningsförmågan vintertid hos Bergums vattenreningskärr



Examensarbete av

Malin Suneson

Augusti 2009

Processteknisk utvärdering av reningsförmågan vintertid i Bergum vattenreningskärr Process technical assessment of the treatment mechanisms winter time in Bergums water purification marsh

Examensarbete nummer: 2009-06 av

Malin Suneson

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
Institutionen för Kemiteknik
Lunds Universitet

Augusti 2009

Handledare: Professor Jes la Cour Jansen

Examinator: Universitetslektor Karin Jönsson

Bild på framsidan:



1. Bergum vattenreningskärr, December 2008

Postal address:

P.O Box 124
221 00 Lund.
Sweden

Visiting address:

Getingevägen 60

Telephone:

+46 46-222 82 85 SE-
+46 46-222 00 00

Telefax:

+46 46-222 45 26

Web address:

www.vateknik.lth.se

Sammanfattning

Förorenat vatten och bristen på dricksvatten har orsakat en rad problem av hälso-, ekonomi- politisk- och social karaktär genom historien, och vållar fortfarande stora bekymmer på många ställen jorden över.

I Sverige renas vatten som används innan det släpps ut i naturen igen. Den vanligaste metoden för detta är att leda vatten till reningsverk där ämnen tas bort innan vattnet återgår till vattendragen. På senare tid har ekosystembaserade vattenreningsmetoder utvecklats som alternativa system. Tanken bakom dessa är att marken själv samt levande organismer ska utföra reningen utan addition av kemikalier och utan energiförbrukning.

Detta examensarbete utgör en processteknisk utvärdering av ett vattenreningskärr, en relativt ny ekosystembaserad vattenreningsteknik. Teorin bakom vattenreningskärr är att näringsämnen ska inkorporeras i lokala näringskedjor och transporteras från vattnet med hjälp av högre organismer, som har förmåga att lämna vattenreningskärret.

Det studerade vattenreningskärret är anlagt i Bergum, utanför Göteborg. Studien fokuserar på att utreda vilka reningsmekanismer i detta vattenreningskärr som har förmåga att reducera kväve- och fosforkoncentrationer under vinterförhållanden. Under vintern råder andra betingelser än under övriga året, främst på grund av lägre temperaturer samt färre ljustimmar. Detta gör att vissa av de mekanismer, som i denna rapport bedöms som hämmade, kan inverka på reduktionen under perioder då förhållandena är mer gynnsamma. Därför avser resultaten i denna rapport endast vinterförhållanden.

Två provtagningsrundor har genomförts, en i december 2008 och en i mars 2009, då vatten och sediment upphämtades från Bergums vattenreningskärr. Dessa prover har sedan analyserats på laboratorium och resultaten har används för att fastställa vilka processer som påverkar den detekterade ämnesreduceringen.

Analysen av de erhållna resultaten tyder på att spädning orsakar den största delen av koncentrationsreduceringen i Bergums vattenreningskärr vintertid. Sedimentation samt adsorption och jonbyte är processer som också kan bidra till den detekterade reduktionen. Upptag i biomassa kan förekomma men begränsas beroende på eventuell frånvaro av växtplankton, vilka står för det första näringsupptagssteget i näringskedjor. Även slutsteget i denna reningsprocess, uttransport via upptag i organismer med förmåga att lämna vattenreningskärret, är begränsat vintertid på grund av isläggning.

Förord

Detta examensarbete har utförts vid avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola, i samarbete med GM Vattenmiljö.

Jag vill tacka min handledare Jes la Cour Jansen som med sin enorma kunskap och positiva attityd väglett mig genom hela processen.

Ett stort tack även till Gunilla Magnusson som också bidragit med värdefull kunskap och hjälp.

De båda laboratorieassistenterna Ylva Persson och Gertrud Persson förtjänar också tack för deras assistans och förmåga att sprida glädje över hela arbetsplatsen.

Sist men inte minst vill jag upphöja min familj som alltid uppmuntrar allt jag gör, vad det än gäller. Deras osvikliga stöd och tro på mig är ovärderligt.

Malin Suneson

Lund augusti 2009

Innehållsförteckning

1.	INLEDNING	1
1.1	SYFTE	2
1.2	METOD.....	3
1.3	AVGRÄNSNINGAR	3
1.4	DISPOSITION	3
2	VATTENRENINGSMETODER.....	5
2.1	RENINGSVERK	5
2.1.1	<i>Mekanisk rening</i>	6
2.1.2	<i>Biologisk rening</i>	6
2.1.3	<i>Kemisk rening</i>	7
2.1.4	<i>Eftersedimentering</i>	7
2.1.5	<i>Ryaverkets reningskrav och resultat</i>	8
2.1.6	<i>Biologisk fosforrening</i>	8
2.2	EKOSYSTEMBASERADE RENINGSMETODER	10
2.2.1	<i>Våtmarker</i>	10
2.2.2	<i>Vattenreningskärr</i>	12
2.2.3	<i>Hydroponiska system</i>	14
2.2.4	<i>Living Machine</i>	15
3	BERGUMS VATTENRENINGSKÄRR	17
3.1	ALLMÄNT	17
3.2	KONSTRUKTION	18
3.3	TEORI BAKOM RENING VIA NÄRINGSKEDJOR.....	20
3.3.1	<i>Primärproduktion- växtplankton</i>	21
3.3.2	<i>Sekundärproduktion - zooplankton</i>	21
3.3.3	<i>Högre evertebrater och andra predatorer</i>	21
3.4	UNDERSÖKNINGAR AV ARTSAMMANSÄTTNING OCH ARTKONCENTRATION.....	22
3.4.1	<i>Närvarande arter och koncentrationer</i>	22
3.4.2	<i>Artförekomster vintertid</i>	23
3.5	UPPVISAD KONCENTRATIONSREDUKTION	23
3.5.1	<i>Kväve och fosfor</i>	23
3.5.2	<i>Bakteriereduktion</i>	25
3.6	SKÖTSEL.....	25
3.7	VATTNETS HÄRKOMST.....	26
3.7.1	<i>Spillvatten</i>	26
3.7.2	<i>Nederbörd</i>	27
3.7.3	<i>Grundvatten/ytavrinning</i>	28
4	ANALYSMETODER.....	31
4.1	INHÄMTNING OCH LABORATIONSANALYS AVSEENDE VATTENPROVER	31
4.1.1	<i>COD, fosfor, kväve och järn</i>	31
4.1.2	<i>Suspenderat material</i>	32
4.1.3	<i>Kalcium och kalium</i>	32
4.1.4	<i>Konduktivitet, pH, temperatur och syrgashalt</i>	32
4.2	INHÄMTNING OCH LABORATIONSANALYS AVSEENDE SEDIMENTPROVER	32
4.2.1	<i>Fosfor</i>	33
4.2.2	<i>Kväve</i>	33
5	RESULTAT AV ANALYSERNA	35
5.1	RESULTAT FRÅN VATTENANALYSER	35
5.1.1	<i>Kväve</i>	35
5.1.2	<i>Fosfor</i>	36
5.1.3	<i>Syre, pH, Temperatur och konduktivitet</i>	36
5.1.4	<i>Koncentrationer av COD, SS, Kalcium och Kalium</i>	37

5.2	RESULTAT FRÅN SEDIMENTPROVSANALYSER	38
5.2.1	Kväve	38
5.2.2	Fosfor.....	38
6	MÖJLIGA REDUKTIONSMEKANISMER I BERGUMS VATTENRENINGSKÄRR.....	41
6.1	KVÄVERENING	41
6.1.1	<i>Assimilation av biomassa</i>	44
6.1.2	<i>Nitrifikation</i>	47
6.1.3	<i>Denitrifikation</i>	48
6.1.4	<i>Lagring i sediment</i>	49
6.1.5	<i>Adsorption/katjonbyte</i>	49
6.1.6	<i>Ombildning till ammoniak</i>	50
6.1.7	<i>Stripping</i>	50
6.1.8	<i>Spädning</i>	50
6.1.9	<i>Kombinationer av processer</i>	52
6.2	FOSFORRENING.....	52
6.2.1	<i>Assimilation i biomassa</i>	55
6.2.2	<i>Lagring i sediment</i>	56
6.2.3	<i>Komplexbindning/adsorption till laddade ytor</i>	57
6.2.4	<i>Spädning</i>	59
6.3	ÖVRIGA FAKTORER AV BETYDELSE FÖR REDUKTIONSFÖRMÅGAN	59
6.3.1	<i>pH</i>	59
6.3.2	<i>Konduktivitet</i>	59
6.3.3	<i>Syrgashalt</i>	60
6.3.4	<i>Temperatur</i>	62
6.3.5	<i>Ljustillgång</i>	62
7	UNDERSÖKNING AV REDUKTIONSMEKANISMERNAS SANNOLIKHET.....	65
7.1	KVÄVEREDUCERING	65
7.1.1	<i>Potentiella reduktionsprocesser</i>	65
7.1.2	<i>Hämmade reduktionsprocesser</i>	66
7.2	FOSFORREDUCERING	67
7.2.1	<i>Potentiella reduktionsprocesser</i>	67
7.2.2	<i>Hämmade reduktionsprocesser</i>	68
8	UTÖKADE METODER FÖR UPPSKATTNING AV RENINGSPROCESSERNAS INVERKAN	69
8.1	ASSIMILATION AV BIOMASSA	69
8.2	NITRIFIKATION	69
8.3	DENITRIFIKATION	70
8.4	JONBYTE	70
8.5	SPÄDNING	70
9	DISKUSSION	73
10	SLUTSATSER	75
11	FÖRSLAG PÅ FORTSATTA STUDIER	77
	LITTERATURFÖRTECKNING	79
	APPENDIX	83
	APPENDIX 1 - BERÄKNINGAR	83
	<i>Kväveanalys i sedimentet</i>	83
	<i>Spädning</i>	85
	<i>Storlek på grundvattenflöde</i>	86
	<i>Produktion av organiskt material</i>	87
	<i>Fosfat som binds till kalcium</i>	88
	APPENDIX 2- ANALYSRAPPORT BRUNNSVATTEN	89

APPENDIX 3- ARTIKEL "REDUCTION MECHANISMS OF PHOSPHORUS AND NITROGEN WINTERTIME IN BERGUM WATER PURIFICATION MARSH"	91
---	----

1. Inledning

Förorenat vatten och bristen på dricksvatten har orsakat en rad problem av hälso-, ekonomi- politisk- och social karaktär genom historien, och vållar fortfarande stora bekymmer på många ställen jorden över. Många sjukdomsvållande bakterier är vattenburna och kan orsaka epidemier om de inte avlägsnas från dricksvattnet. Sötvattenresurserna är dessutom begränsade i många områden, vilket leder till ekonomiska problem och ger upphov till konflikter.

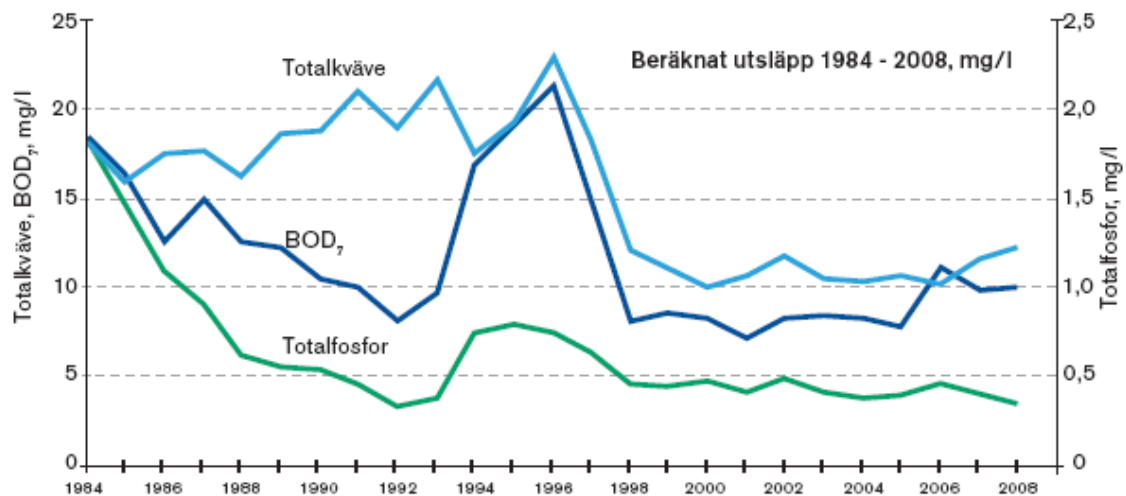
Sverige drabbades av stora kolerautbrott i mitten av 1800-talet vilket uppmärksammade behovet av rent dricksvatten (Svenskt Vatten 2005). Vattenledningar byggdes i de största städerna vilka försåg invånarna med rent vatten. Avloppsvattnet leddes till en början direkt ut i vattendragen vilket förorsakade miljöproblem i form av odör, syrebrist och närvaro av hälsofarliga bakterier. Behovet av vattenrening ökade och på 1930-talet började man rena vattnet på mekanisk väg.

Under mitten av 1900-talet genomgick många sjöar och vattendrag belägna i urbana- och jordbruksmiljöer hastiga förändringar. Från att ha varit fina badsjöar växte de snabbt igen och blev grumliga, illaluktande och fick geggiga bottnar. Stora algblokningsutbrott iaktogs och ekosystemen i sjöarna förändrades. Ett experiment gjordes på en sjö där kväve, kol och fosfor adderades i olika kombinationer (Brönmark och Hansson 2005). Resultatet visade att fosfor var det främsta tillväxtbegränsade ämnet i sötvattenssjöar. Mängden primärproducenter, så som alger och växter, ökar drastiskt när fosfor adderas. När dessa populationer vuxit sig stora, grumlar de vattnet och solinstrålningen får svårare att nå ner på djupet. Större populationer gör även att sedimenteringen av döda organismer ökar. De bryts ner på botten av bakterier som samtidigt förbrukar syre, vilket reducerar syrehalterna på botten. Om syreförbrukningen blir för stor leder det till vad som i dagligt tal kallas bottendöd. Bottendöd har orsakat fiskdöd i starkt övergödda sjöar (Brönmark och Hansson 2005). Under 1950-talet utvecklades biologiska reningsmetoder och på 1970-talet började vattnet renas med hjälp av kemikalier (Svenskt Vatten 2005). De första vattenledningssystemen som byggdes var kombinerade; både dagvatten och avloppsvatten leddes i samma rör till reningsverken. Eftersom föroreningskaraktären på dessa olika typer av vatten skiljer sig väsentligt har nyare system separata rör.

Fosfor är det främsta tillväxtbegränsade ämnet i sjöar medan kväve axlar den rollen i hav. Kväveförorenat grundvatten utgör dessutom en hälsorisk för människor och hotar den biologiska mångfalden (Klintwall 2009). Tilläggas bör dock att kväve och fosfor i vatten inte enbart är av ondo, de är livsnödvändiga ämnen i alla levande organismer. Kväve ingår i aminosyror och proteiner medan fosfor finns i celldelar som exempelvis fosfolipider, nukleinsyror och DNA (Paul 2007). Fosfor spelar även en viktig roll då det ingår i ATP molekyler som kroppen använder för energiproduktion. Det är först när kväve och fosfor förekommer i för stora koncentrationer som organismerna förökar sig i ohämmade mängder.

För att det reade vattnet ska påverka omgivningen så lite som möjligt har gränsvärden för utsläppskoncentrationer av olika miljöpåverkande ämnen fastställts av miljödomstolen. Innan det reade vattnet släpps ut i naturen igen ska utsläppskoncentrationerna ligga under gränsvärdena. Detta, i kombination med kontinuerligt skärpta krav på reningsverkens effektivitet, har lett till en väsentlig minskning av de årliga utsläppsmängderna rörande BOD,

kväve och fosfor. Figur 1 visar årliga utsläppsmängder från Ryaverket utanför Göteborg, mellan åren 1984-2008.



Figur 1. Utsläppskoncentrationer av kväve, fosfor och BOD, Ryaverket utanför Göteborg under perioden 1984-2008. Med tillstånd av Gryaab (2009).

Det är tydligt att reningen av kväve, fosfor och BOD har blivit effektivare under 2000-talet, från att ha nått sin botten under mitten av 1990-talet.

Reningen av vatten har avhjälpt eller lindrat många vattenrelaterade problem men också orsakat andra. Kemikalieanvändning är inte en speciellt miljövänlig metod och kemikalieutfällningen i kombination med organismproduktionen i det biologiska reningssteget bildar ett slam som måste tas omhand.

På senare tid har ekosystembaserade vattenreningsmetoder utvecklats som alternativa system. Tanken bakom dessa är att marken själv samt levande organismer ska utföra reningen utan addition av kemikalier och energi.

Detta examensarbete utgör en processteknisk utvärdering av ett vattenreningskärr, en relativt ny ekosystembaserad vattenreningsteknik. Syftet med ett vattenreningskärr är att reducera närsalttransporten till vattendragen. Avsikten är att näringskedjor i vattnet ska ta upp ämnena och transportera dem från vattnet till omgivningen och på så sätt hindra näringsämnena att nå vattendragen. Det studerade vattenreningskärret är anlagt i Bergum, utanför Göteborg. En närliggande lantbruksgård förser kärret med spillvatten. Studien fokuserar på reningsmekanismerna under vinterförhållanden, vilka har andra förutsättningar än under sommarhalvåret. Faktorer som vattentemperatur och ljustillgång har stor inverkan på reningsprocessers effektivitet och förekomst.

1.1 Syfte

Syftet med examensarbetet är att göra en processteknisk utvärdering av Bergums vattenreningskärr. Detta genom att kartlägga var det kväve och fosfor tar vägen, som detekteras i inloppsflödet men inte i utloppsflödet. De möjliga mekanismerna bakom den iakttagna koncentrationsreduceringen utreds och utvärderas.

Vattenreningskärrret består av sex ihopkopplade dammar där den övervägande reduceringen av närsaltskoncentrationer sker inom den första dammen. Fokus har därför lagts på denna damm. Målet med rapporten är att specificera vilka mekanismer som sannolikt bidrar till koncentrationsreduktionen i Bergums vattenreningskärr under vinterförhållanden samt vilka som kan uteslutas.

1.2 Metod

Arbetet har delats in i tre delar, en teoretisk studie, en praktisk, och en resultatanalys. Den teoretiska delen har inneburit en litteraturstudie där reningsmetoder, mekanismerna bakom reduktionerna i vattenreningskärrret samt fakta om dess omgivnings hydrogeologiska egenskaper har undersökts. Under den praktiska studien togs fältprover, både från vattenreningskärrrets vatten och från dess sediment. Dessa prover analyserades sedan på laboratorium och de erhållna resultaten, tillsammans med data från tidigare mätningar och information från litteraturstudien, utgjorde grunden för resultatanalysen.

1.3 Avgränsningar

Fältstudien är utförd vintertid. Under denna del av året råder andra förhållanden än övrig tid på året. Exempelvis har låga temperaturer stor inverkan på processerna i kärret. Resultaten i denna rapport är därför endast gällande vinterförhållanden och ska inte tolkas för resten av året.

Rapporten fokuserar på närsalterna kväve och fosfor. Andra för vattenrening viktiga koncentrationer så som kol, tungmetaller och patogena bakterier är inte analyserade här.

1.4 Disposition

Kapitel 1 syftar till att ge läsaren en inblick i vattenreningens historia och relevans, samt en förståelse för examensarbetets syfte och utförande.

Kapitel 2 innefattar en beskrivning över reningsverks och ekosystembaserade vattenreningsmetoder. De främsta för- och nackdelarna med dessa tas upp för att ge läsaren förståelse insikter om varför en metod inte alltid används.

Kapitel 3 innefattar en grundlig beskrivning av Bergums vattenreningskärr, där konstruktionen, renande arter, uppvisade reningsförmågan samt vattnets härkomst studeras.

Kapitel 4 beskriver metoderna som användes i samband med, och efter, fältprovstagningarna.

Kapitel 5 återger resultaten från analyserna av de upphämtade fältproven.

Kapitel 6 beskriver de mekanismer som kan utföra den iakttaga koncentrationsreduceringen i Bergums vattenreningskärr, samt de faktorer som har inverkan på dessa mekanismer.

Kapitel 7 innehåller bedömningar av de tidigare beskrivna reduceringsmetodernas förekomst under vintern. Vissa processer anses vara sannolika, på grund av att förutsättningarna för

deras existens är uppnådda. Andra processer bedöms vara hämmade, på grund av att de saknar en eller flera grundläggande betingelser.

Kapitel 8 redovisar metoder som kan användas för att förbättra uppskattningarna av reduktionsmekanismernas sannolikhet och betydelse. Dessa metoder är inte använda i examensarbetet men fungerar som förslag på hur analysen ska kunna förbättras.

Kapitel 9 innehåller rapportens diskussion. Här jämförs reduktionen i Bergums vattenreningskärr med Ryaverkets rening. Osäkerheter och antaganden belyses också.

Kapitel 10 består av de slutsatser som erhållits under arbetet med rapporten.

Kapitel 11 innehåller förslag på fortsatta studier inom området.

2 Vattenreningsmetoder

Behovet av rening beror på vilka ämnen som förorenat vattnet. Ämnesinnehållet i det förorenade vattnet skiljer sig ofta väsentligt åt beroende på till vad och hur det har använts. Exempelvis är avloppsvatten från hushåll ofta förorenat med bland annat rengöringsmedel av olika slag, matrester, toapapper urin och fekalier. Industrivatten å sin sida kan vara hårt belastat med oljor, fetter, metallhalter och höga temperaturer och kan vara i behov av intern rening innan det släpps ut i kommunens avloppsnät.

Vanligen leds använt vatten till ett närliggande reningsverk där det renas i flera steg innan vattnet släpps ut i naturen igen. Reningssystemen på reningsverken försöker efterlikna naturliga processer i stor utsträckning men även kemisk rening ingår ofta.

På senare tid har mer ekosystembaserade reningsmetoder utvecklats som alternativ till den traditionella vattenreningen, vilka är tänkta att användas som separata reningsystem eller som reningssteg i reningsverken. Exempelvis har kemikalier bytts ut eller till viss del ersatts med biologiska processer. Detta kapitel består av översiktliga redovisningar över hur reningen går till på reningsverk samt teorierna bakom några ekosystembaserade vattenreningsmetoder.

2.1 Reningsverk

Avloppsvatten leds vanligen till närliggande reningsverk där mekaniska, kemiska och biologiska processer avlägsnar oönskade ämnen innan vattnet släpps ut i naturen igen (Gryaab 2009). Reningsverken fokuserar på att avlägsna suspenderat material, syreförbrukande ämnen, närsalter, bakterier, virus, parasiter, tungmetaller och miljöskadliga ämnen (Gillberg, o.a. 2003).

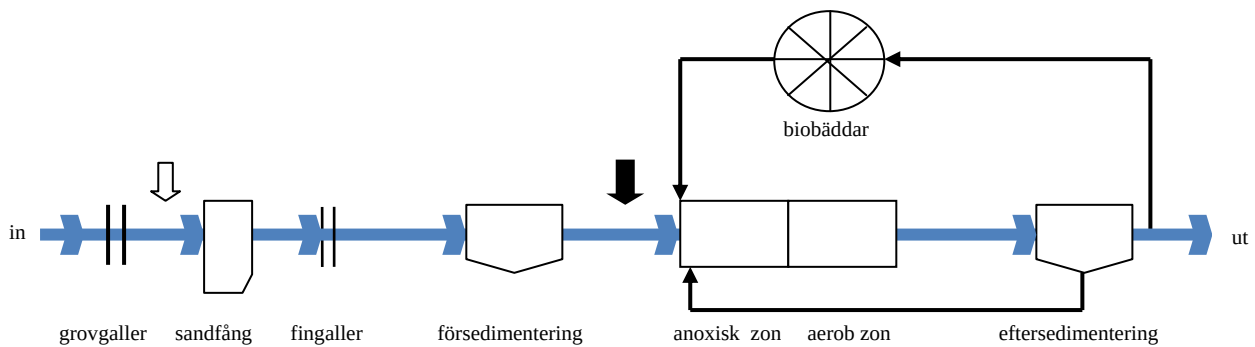
Fördelar med reningsverkens reningsmetoder är främst:

- Effektiva, speciellt vad gällande fosforrening.
- Reningen inriktar sig på många olika ämnen, inte enbart kväve och fosfor. Suspenderat material, syreförbrukande ämnen, bakterier, virus, parasiter, tungmetaller och miljöskadliga ämnen avlägsnas också.
- Kräver liten yta.
- Kapacitet att rena stora vattenflöden.

Största nackdelar med dessa metoder är:

- Kemikalier tillsätts i stor utsträckning.
- Slam bildas som måste tas om hand. På grund av bland annat kemikalieanvändningen kan detta slam inte alltid återanvändas som gödsel.
- Energikrävande; pumpar används för att frakta vattnet mellan de olika reningsstegens bassänger. Även syresättningen av vattnet kräver energi då luft pumpas in.

Reningsverken i Sverige använder sig av varierande metoder för reningen, vilket gör att designen på reningsanläggningar kan skilja sig åt markant. Avloppsvatten från Bergum leds i normala fall till Ryaverket utanför Göteborg. Nedan presenteras metodikerna bakom Ryaverkets vattenreningssteg. Hela processens flödesschema åskådliggörs i Figur 2 nedan.



Figur 2. Flödesschema över reningsprocessen på Ryaverket.

2.1.1 Mekanisk rening

Avloppsvattnet pumpas in till Ryaverket där vattenreningen startar med mekaniska reningsmetoder:

- Grovgaller är det första hindret. Här fastnar avfall i vattnet större än två centimeter, exempelvis bindor och pappershanddukar.
- En sandfångsbassäng tar sedan emot vattnet där sand och grus sedimenterar, samtidigt som vattnet luftas vilket förhindrar sedimentation av lättare partiklar. Detta på grund av att sanden ska vara så ren som möjligt eftersom den kan återanvändas.
- Fingaller renar sedan vattnet från skräp mindre än två millimeter.
- Försedimentering tar därefter bort partiklar med högre densitet än vattnets. Även fett, som har lägre densitet än vatten, renas bort i detta steg. Fett är opolärt vilket gör att det är svårslösligt i vatten. I stället ackumuleras det i ytskiktet där det skrapas bort. (Gryaab 2009). Alla dessa steg är redovisade i Figur 2 ovan.

2.1.2 Biologisk rening

Efter den mekaniska reningen fortsätter behandlingsprocessen på Ryaverket med biologisk rening, vars uppgift är att reducera kvävekoncentrationerna i avfallsvattnet (Gryaab 2008). Kvävereduktionen sker genom nitrifikation följt av denitrifikation, processer som utförs av speciella mikroorganismer. Dessa är utförligare beskrivna i kapitel 6.

Ryaverket använder sig av två aktivslamzoner samt speciella biobäddar för kvävereningen, se Figur 2. Biobäddarna är 7,2 m djupa och är fyllda med ett speciellt platsmaterial på vilket nitrifierande mikroorganismer växer (Gryaab, 2008). Vatten från eftersedimenterings bassänger sprutas över plastmaterialet via spridare för att få en jämn vattenfördelning. Samtidigt skjuts luft in underifrån och stiger upp genom vattenkolumnen. Nitrifikationen innebär ingen reduktion av kväve, i processen omvandlas ammoniumkväve till nitratkväve. Vattnet från biobäddarna har alltså höga nitrathalter.

Efter försedimenteringen når vattnet den första aktivslamzonen där det blandas med nitratrikt vatten från biobäddarna och aktivt slam från eftersedimenteringen, se Figur 2. Aktivt slam

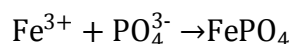
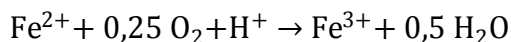
innehåller bakterier med förmåga att utföra reningsprocesserna. I denna zon råder anoxisk miljö, vilket innebär frånvaro av fritt syre. Detta främjar denitrifikationsprocessen i vilken nitrat omvandlas till kvävgas som lämnar vattnet och återgår till luften. Mikroorganismerna som utför denitrifikationen är heterotrofa, vilket innebär att de använder organiskt kol som energikälla. De kan alltså inte tillgodogöra sig kol från oorganiska källor såsom koldioxid (Gillberg, o.a. 2003). Organiskt kol finns naturligt i vattnet, men extra kolkällor kan behöva tillsättas. Den svarta pilen i Figur 2 indikerar var externa kolkällor adderas i Ryaverkets reningsprocess.

Den anoxiska zonen övergår därefter till en aerob zon, vilket innebär att syre är närvarande. När mikroorganismerna får tillgång till syre inhiberas denitrifikationen. Dock gynnas nedbrytningen av det organiska material som inte förbrukats i den anoxiska zonen.

Eftersom det är mikroorganismer som utför kvävereningen är det viktigt att vattnet inte innehåller för höga halter av toxiska ämnen. Annars finns det risk för så kallad ”washout”, då bakterierna dör och kvävereningen upphör (Henze, o.a. 2002).

2.1.3 Kemisk rening

Vattnet genomgår kemisk rening, vilket innebär att kemikalier tillsätts med uppgift att fälla ut ämnen lösta i vattnet, främst fosfor. Ryaverket använder sig av simultanfällning, vilket innebär att järnsulfat (FeSO_4) adderas i det biologiska reningssteget, vilket åskådliggörs med en vit pil i Figur 2 ovan. Järnet är bivalent (Fe^{2+}) och måste oxideras till sin trivalenta form (Fe^{3+}) för att kunna bilda flockar med fosfat och därefter separeras (Gillberg, o.a. 2003). Reaktionerna sker enligt följande (Henze, o.a. 2002):



Doseringen av järnsulfat är 1,0 – 1,3 mol Fe/mol P (Gryaab, 2008). Aggregaten som bildas förs samman med aktivslamflockarna och kan på så vis tas bort från vattnet.

Vid extrema flöden är vattenmängderna för stora för att reningsverket ska kunna leda allt genom reningsstegen. Vid sådana händelser direktfälls fosfatet i det vatten som inte kan passera den ordinarie reningen. Direktfällningen på Ryaverket sker med hjälp av polyaluminiumklorid (Gryaab, 2009).

2.1.4 Eftersedimentering

Vattenreningen på Ryaverket avslutas med ett mekaniskt reningssteg där slammet och den utfällda fosfor sedimenterar och separeras från vattnet (Gryaab, 2008). Största delen av slammet återförs till den första aktivslambassängen för att återanvändas i kvävereningen, se Figur 2 ovan. Även vatten från eftersedimenteringen recirkuleras och sprutas över biobäddarna. När avloppsvattnet har passerat eftersedimenteringen har det genomgått alla reningssteg och det vatten som inte recirkuleras i systemet släpps ut i Göta älv.

2.1.5 Ryaverkets reningskrav och resultat

Ryaverket har haft problem med att reducera utsläppen av kväve tillräckligt och utsläppsvillkoren kommer att skärpas åt ytterligare, se Faktaruta 1 nedan. På grund av detta pågår en omfattande utbyggnad av kvävereningssystemet vilken beräknas vara färdigställd i slutet av 2009 (Gryaab 2009). Även fosforeringen byggs ut med förhoppning att kunna öka reduktionen ytterligare.

År 2008 lyckades reduktionen av totala fosforkoncentrationen på Ryaverket precis att tangera gränsvärdet 0,4 mg/l medan kvävereningen inte understeg gränsvärdet 10 mg/l, utan hamnade på 12 mg/l (Gryaab 2009).

Gryaabs utsläppsvillkor	
Till och med 2010	
BOD₇	10 mg per liter som <i>riktvärde</i> och årsmedelvärde.
Fosfor	0,4 mg per liter som <i>riktvärde</i> och årsmedelvärde och som medelvärde under perioderna mars-maj och juni-augusti.
Kväve	10 mg per liter som <i>riktvärde</i> och årsmedelvärde.
Från och med 2011	
BOD₇	10 mg per liter som <i>gränsvärde</i> och årsmedelvärde.
Fosfor	0,4 mg per liter som <i>gränsvärde</i> och årsmedelvärde. 0,3 mg per liter som <i>riktvärde</i> och årsmedelvärde och som medelvärde under perioderna mars-maj och juni-augusti.
Kväve	10 mg per liter som <i>riktvärde</i> och årsmedelvärde.
Värdena gäller totalfosfor, totalkväve och BOD ₇ i det samlade avloppsvattnet. Ett gränsvärde får aldrig överskridas. Om ett riktvärde överskrids måste Gryaab vidta åtgärder som gör att kravet kan uppfyllas.	

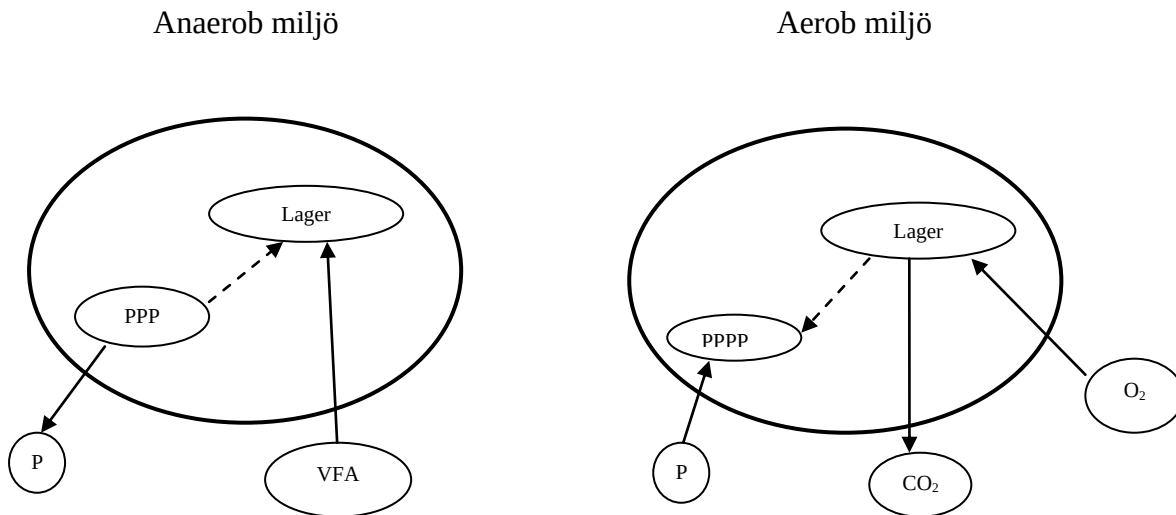
Faktaruta 1. Ryaverkets utsläppsvillkor till 2010 samt från 2011. Med tillstånd av Gryaab (2009).

2.1.6 Biologisk fosforering

De flesta svenska reningsverk använder, likt Ryaverket, kemikalier för fosforutfällning men biologisk fosforering har utvecklats på senare tid. I denna metod, kallad bio-P, utnyttjas heterotrofa mikroorganismer med stor förmåga att ackumulera fosfor i form av polyfosfater (Gillberg, o.a. 2003). Denna process kräver växlande aeroba och anaeroba förhållanden samt tillskott av organiskt material som är lätt att bryta ner, helst acetat eller andra fettsyror med korta kedjor (VFA:s).

Under den anaeroba fasen tar mikroorganismerna upp VFA från vattnet vilket lagras i dess biomassa, se Figur 3. Detta är en energikrävande process och resulterar i frigörelse av fosfor (Tykesson 2005). Under den påföljande aeroba fasen tar biomassan upp fosfat vilket används för celluppbyggnad, syntes, energitransport och lagring. Det VFA som lagrats används som energikälla. Ett överskott av fosfor i lagras dessutom biomassan för senare användning (Crites och Tchobanoglous 1998). Det är viktigt att den aeroba miljön behålls till dess att biomassan avlägsnats, annars kommer mikroorganismerna åter att släppa ut fosfor (Tykesson 2005).

Figur 3 visar grova förenklingar över hur metabolismen fungerar i bio-P organismerna under anaerob respektive aerob miljö. Fosforupptaget under aeroba förhållanden överstiger fosforutsläppet under anaeroba betingelser, vilket resulterar i ett nettoupptag om metoden fungerar som den ska.



Figur 3. Förenkling över metabolismen i Bio-P-mikroorganismer i två olika miljöer.

Fördelarna med bio-P tekniken jämfört med kemisk utfällning är främst:

- Minskad användning av kemikalier vilket även medför minskade transporter.
- Mindre slam bildas och det som bildas är lättare att använda som gödselmedel eftersom slammet inte innehåller kemikalier.
- Minskade mängder salt i utloppsvattnet.
- Bättre kväverening. Kemikalier kan påverka kvävereduktionen negativt.

Största nackdelar med bio-P tekniken är:

- Reningsförmågan inte är lika effektiv, vilket gör det svårare att uppnå gränsvärdena i utgående vatten, speciellt sett över kortare tidsperioder.
- Processen är även mer känslig och mer instabil eftersom levande organismer utför reningen samt att de är beroende av inkommande vattens innehåll.
- Uppstartsperioden tar tid.

Det finns vissa komplikationer med metoden, främst på grund av att ackumuleringsförmågan varierar, organismerna tar inte alltid upp fosfor aktivt och även att de kan släppa ut fosfor om omgivande betingelser är missgynnsamma (Henze, o.a. 2002).

Under stabila förhållanden ligger utloppskoncentrationerna av fosfor mellan 0,5-2,0 mg P/l efter processen (Gillberg, o.a. 2003). Eftersom Ryaverkets riktvärde för fosfor i utloppsvatten ligger på 0,4 mg P/l kan denna metod behöva kompletteras med exempelvis kemisk utfällning. Dock begränsas kemikalieanvändningen om biologisk fosforering används.

2.2 Ekosystembaserade reningsmetoder

Vattenrening utförs för att minska miljöbelastningen och har medfört positiva effekter på hälsa och miljö. I Sverige leds det mesta spillvattnet till reningsverk som därefter renar vattnet innan det släpps ut igen. Det finns dock andra metoder att rena vatten, exempelvis ekosystembaserade.

De ekosystembaserade reningsmetodernas grundläggande tanke är att naturen och vissa av dess specialiserade organismer ska utföra reningen. Mark har exempelvis förmåga att binda in ämnen som når jordmaterialet. Denna inbindningsförmåga varierar beroende på faktorer som jordartstyp och pH (Fetter 2001). Låga flödes hastigheter är viktiga för att partiklar med högre densitet än vattnets ska kunna sedimentera på botten och därefter bindas in. En del levande organismer har, som tidigare nämnts, förmåga att omvandla kväve till olika former, varav gasformerna kan lämna vattnet och återgå till atmosfären. Alla levande organismer är dessutom själva beroende av både kväve, fosfor och kol och binder in dessa ämnen i sin egen biomassa.

Fördelar med dessa system, jämfört med reningsverk, är att de ekosystembaserade ofta är energisnålare, behoven av pumpning och syresättning är begränsade. I de flesta sker heller ingen kemikalieanvändning.

Nackdelar jämfört med reningsverk är att de kräver stor yta relativt antal personanvändare, för stor för att kunna rena en hel stads spillvatten. Därför är de lämpade för enskilda hushåll eller anläggningar. Reningseffektiviteten varierar dessutom säsongvis, bästa reningsförmågan uppvisas sommartid då både temperatur och ljusstillgång gynnar de biologiska processerna. Detta medför att bestämda gränsvärden kan vara svåra att nå under delar av året.

Nedan redovisas några av dessa ekosystembaserade reningslösningar översiktligt; våtmarker, vattenreningskärr, hydroponiska system och Living Machine.

2.2.1 Våtmarker

Både naturliga och konstruerade våtmarker används i reningssyfte. Det finns olika typer av våtmarker som används (Mitsch och Gosselink 2007):

- Naturliga våtmarker
- Våtmarker med permanent vattenspegel
- Översvåmningsvåtmarker

I naturliga våtmarker leds vattnet till redan existerande våtmarker medan de två senare våtmarkstyperna är konstruerade (Mitsch och Gosselink 2007).

Gemensamt för alla ovanstående typer är att de har som uppgift att reducera kväve, fosfor, BOD, suspenderat material- och metallkoncentrationer i det vatten som når våtmarken (Crites och Tchobanoglous 1998). Vegetation är viktig i alla våtmarkstyper, både för upptag och för att påskynda denitrifikationsprocessen genom att organiskt material nybildas genom växtproduktionen.

Det är också viktigt med en relativt lång uppehållstid så näringsämnena har tid att sedimentera eller tas upp av växter, samt att vattendjupet är så grunt som möjligt (Gray 2004).

I nordiska klimat är reningseffektiviteten i våtmarker reducerad vintertid, den är betydligt högre under de varmare månaderna. En studie gjord på en våtmark i Norge under december 1990-mars 1991 visar att reningskapaciteten för totala kväve- och totala fosforreduktionen endast uppgår till 28 % respektive 65 % (Ethnier och Guterstam 1997).

Fördelarna med våtmarker som reningsmetod är främst:

- Inga kemikalier tillsätts.
- Energiförbrukning begränsad då vattnet vanligtvis rinner genom våtmarkerna via självfall.

Största nackdelar med våtmarker som reningssystem är:

- Våtmarkerna tar upp stor yta relativt antal personanvändare.
- Reningseffektiviteten varierar säsongvis.
- Kräver kontinuerlig skötsel; det är viktigt att vegetationen skördas till hösten, speciellt i naturliga våtmarker och våtmarker med permanent vattenspegel. I annat fall frisläpps näringsämnen genom nedbrytning av döda växter (Tonderski, o.a. 2002). Skörd och bete i våtmarker sker dock sällan (Naturvårdsverket 2004).
- Adsorberat fosfor kan återsläppas till vattnet i en våtmark om förhållandena i vattnet ändras, exempelvis vid sänkt pH.

Våtmarker med permanent vattenspegel består vanligen av dammar eller kanaler med begränsat utflöde (Crites och Tchobanoglous 1998). Vegetationen spelar en viktig roll, växtdelar under vattnet fungerar som medium för bakterier och de delar som är ovan mark har som främsta uppgift att skugga vattnet för att minska algproduktionen. Växterna transporterar dessutom ner syre till rötterna, vilket främjar tillväxten. Huvudsakliga reningsmekanismer bakom reduktioner av ämneskoncentrationer i denna typ av våtmark redovisas översiktligt nedan:

BOD: biologiska processer, adsorption och sedimentation.

Suspenderat material: sedimentation, flockbildning och filtrering av växtdelar.

Kväve: nitrifikation, denitrifikation samt upptag i biomassa.

Fosfor: adsorption, kemisk utfällning, upptag i biomassa.

Tungmetaller: adsorption, sedimentation, kemisk utfällning, upptag i biomassa.

Översvämningsvåtmarker kallas även rotzonsanläggningar och baseras på ett horisontellt vattenflöde genom ett poröst material, vilket kontinuerligt översvämmas av vatten som efter hand sjunker undan (Tonderski, o.a. 2002). Vanligen används grus eller sand. Växternas främsta uppgift är att syresätta rotzonen samt bidra med organiskt material till denitrifikationen (Crites och Tchobanoglous 1998). De delar som sticker upp ovan marken tar upp näring samt bidrar till tillväxten. Huvudsakliga reningsmekanismer bakom reduktioner av ämneskoncentrationer i denna typ av våtmark redovisas nedan:

BOD: nedbrytning genom biologiska processer.

Suspenderat material: sedimentation och flockbildning.

Kväve: nitrifikation, denitrifikation samt upptag i biomassa.

Fosfor: adsorption, kemisk utfällning, upptag i biomassa.

Tungmetaller: adsorption, sedimentation, kemisk utfällning, upptag i biomassa.

Fördelar med denna typ av våtmark är främst:

- Kräver mindre yta än de övriga våtmarksvarianterna.
- Högre reaktionshastigheter, ty genomsliningsmaterialet har stora ytor där bakterier kan växa.
- Reningsförmågan är inte lika säsongsberoende.
- Minskar risken för odör och mygg.
- Behöver inte skördas.

Största nackdelar med översvämningsvåtmarker är:

- Materialet kan slamma igen om halterna av suspenderat material är höga i inkommande vatten.
- Konstruktionen är dyrare.
- Kväve- och fosforreduktionen uppgår endast till 50 % (Naturvårdsverket 2002).

2.2.2 Vattenreningskärr

Ett vattenreningskärr är inget kärr i vanligt mening, utan egentligen ett förstadium till ett vanligt kärr där vattnet ska hållas kvar i ett ephimärt tillstånd (Magnusson 2009). Med detta menas att igenväxningen ska förhindras och de tidiga successionerna ska främjas. De tidiga successionerna har högst produktivitet och tar således upp mest näringsämnen ur vattnet.



Bild 1. Bergums vattenreningskärr, 9 december 2008. Privat bild.

Den främsta avsikten är att näringskedjor i vattnet ska ta upp ämnena och transportera dem från vattnet till omgivningen (Pehrsson, Sammanfattning av resultat från Bergums vattenreningskärr 2002). Växtplankton ska utföra det första reningssteget genom att ta upp näringsämnen direkt ur vattnet. Kväve tas upp i form av ammonium och nitrat medan fosfor kan tas upp i form av fosfat. Kväve avgår även från kärret via nitrifikations följt av denitrifikation. De assimilerade ämnena transporteras vidare i näringskedjan genom zooplankton, som lever av växtplankton. Zooplanktonen utgör i sin tur föda åt högre

evertebrater såsom insekter. Insekter, grodor och fåglar har sedan möjlighet att transportera näringsämnen till omgivningen. Ämnena ska således inte hållas kvar i vattenreningskärr, till skillnad mot våtmarksrening.

Ett konstruerat vattenreningskärr består av sammanhängande grunda dammar med uppgift att rena tillrinnande vatten, främst från kväve, fosfor och kol. Den första dammen tar emot det förorenade vattnet som därefter renas allteftersom det flyter genom dammarna. Detta innebär att vattenkvaliteten varierar i de olika dammarna, vilket gör att de innehåller olika ekosystem (Magnusson, Det magiska kärret 2007). I den första dammen lever de tåligaste organismerna medan den sista dammen innehåller de känsligaste. Dammarna måste vara grunda, ett djup på maximalt tre decimeter är önskvärt. Detta för att solstrålningen ska nå hela vägen till botten samt att luftandande organismer ska ha chans att röra sig mellan botten och ytan. Vattenreningskärren ska vara fiskfria för att inte minska insektspopulationerna och skuggande vegetation ska tas bort så att ljustillförseln blir maximal.

Reningsmetoden anses lämpad för avloppsvatten från fastigheter, dagvatten, vatten från jordbruksmark och som behandlingssteg i reningsverk (Magnusson, Det magiska kärret 2007).

Reningseffektiviteten avseende närsalter i ett vattenreningskärr påverkas av ljustillgång och temperatur. Undersökningar av koncentrationer i Bergums vattenreningskärr visar att 85-100 % av inkommande kväve- och fosforhalter reduceras mellan mars och december (Pehrsson, Sammanfattning av resultat från Bergums vattenreningskärr 2002). Reduktionen sjunker vintertid, fosforkoncentrationerna reduceras med 35-85 % under perioden december till mars och reduktionen avseende kväve ligger mellan 45-90 % under samma period (Pehrsson, Sammanfattning av resultat från Bergums vattenreningskärr 2002). För att kompensera för vinterårstidens begränsade antal soltimmar installeras ofta ljusramper i dammarna.

Fördelar med ett vattenreningskärr är främst:

- Begränsad energianvändning.
- Inga kemikalier används.

Största nackdelar med denna reningstyp är:

- Kräver stor yta relativt antal personanvändare.
- Reningseffektiviteten varierar säsongvis.
- Kräver viss skötsel, speciellt under sommarhalvåret. Planktonproduktionen kan hämmas av konkurrerande friflytande växter, om de senare inte hålls efter.
- För ett hållbart reningsresultat krävs att de högre evertebraterna, som transporterat närsalterna till omgivningen, inte återvänder till vattnet. I annat fall sker en återtransport av ämnena.
- Kräver periodvis energi då ljusramper används vintertid.
- Endast lite forskning gjord på området, mekanismerna bakom reningen samt smittorisken måste utredas vidare för att kunna ge ett tillförlitligt mått på hur väl metoden fungerar.

2.2.3 Hydroponiska system

I hydroponiska system används gröna växter vars rötter inte rotas i jord utan är flytande i avloppsvattnet (Nordström 2005). De vanligaste använda plantsystemen är vattenhyacinter och andmat (Crites och Tchobanoglous 1998).

Plantsystemen tar upp näringsämnen och vatten via rötterna och renar således det tillflytande spillvattnet genom direkt upptag. Dessutom lever mikroorganismer på rötternas yta, av vilka en del utför nitrifikation.

Flytande plantsystem är temperaturkänsliga och bör inte utsättas för låga temperaturer. Vattenhyacinter överlever inte på ställen där vintertemperaturen ligger på 1°C eller lägre och därmed passar inte denna typ av system i det nordiska klimatet om anläggningen inte är uppvärmd (Crites och Tchobanoglous 1998).

Huvudsakliga reningsmekanismer bakom reduktioner av ämneskoncentrationer i denna typ av eningssystem redovisas översiktligt nedan:

BOD: sedimentation, filtrering och adsorption av rotsystemet.

Suspenderat material: sedimentation, filtrering av rotsystemet.

Kväve: Nitrifikation, denitrifikation, upptag i biomassa, sedimentation.

Fosfor: adsorption, kemisk utfällning, upptag i biomassa.

Tungmetaller: adsorption, upptag i biomassa.

I en doktorsavhandling, avseende vattenrening med hjälp av mikrobiologiska processer och hydroponisk rening, har en pilotanläggning byggd i ett växthus undersökts. Utredningen visade att reningseffektiviteten avseende kväve uppgick till 72 % varav 4 % kunde härledas till växtupptag under sommarperioden (Nordström 2005). Nitrifikationsprocessen fungerade utmärkt i anläggningens hydroponiska reningssteg. Fosforreningen var inte lika effektiv, uppgick till 47 % varav den största delen tillskrevs adsorption, utfällning och upptag i biomassa. Viktiga parametrar för reningsfunktionen är syrgashalt, pH, och näringsämneskoncentration.

Fördelar med metoden är främst:

- Ingen kemikalieanvändning.
- Kan lätt kombineras med andra reningssteg.
- Kan placeras inomhus, vilket är en fördel jämfört med de flesta andra ekosystembaserade metoderna.

Största nackdelar är:

- Uppvisade ämnesreduktionen är begränsad, främst gällande fosfor.
- Reningsförmågan varierar med årstiden.
- Kräver stor yta relativt antal personanvändare.
- Energi behövs om metoden kombineras med andra reningssteg.
- Extra ljus-, värme- och syretillförsel kan vara nödvändig för att uppnå acceptabel reningsförmåga året runt.

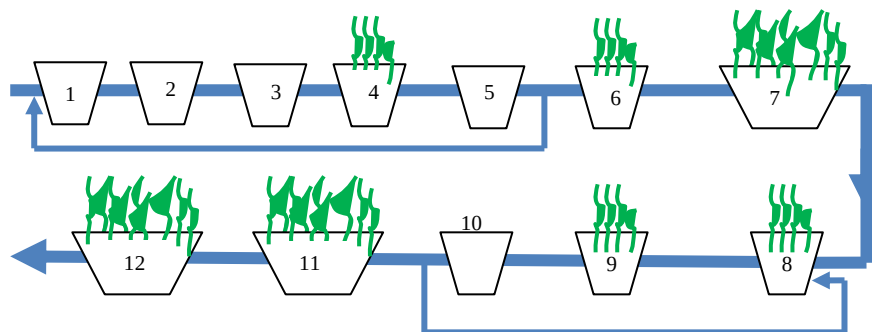
2.2.4 Living Machine

En Living Machine är ett ekologiskt reningssystem som består av en mix av de ovanstående reningsmetoderna. Systemet grundas på levande organismers förmåga att bryta ner makromolekyler och ta upp näringsämnen (Lansing och Martin 2006).

Det är uppbyggt av serier av tankar med olika syften. Vissa innehåller flytande organismer som exempelvis vattenhyacinter och växtplankton med uppgift att plocka upp näringsämnen lösta i vattnet (Todd och Josephson 1996). Andra tankar har syfte att sedimentera större partiklar och vissa har våtmarkegenskaper. Även syrehalterna i tankarna regleras i syfte att uppnå den högsta reningseffektiviteten. Tankarna kan kombineras på olika sätt för att uppnå den effektivaste reningen (Lansing och Martin 2006). Kombineringsen av tankarna varierar beroende på vattnets föroreningsgrad. Innehåller vattnet exempelvis höga nitrathalter bör en tank med denitrifikationsegenskaper vara placerad nära inloppet. Innehåller vattnet istället höga ammoniumhalter bör en nitrifikationstank istället inleda reningen.

Designen med tankar gör att systemet kan placeras både inomhus och utomhus. Organismer som lever i tankarna är nischade och har således olika uppgifter (Ethnier och Guterstam 1997). Gemensamt för dem är att deras främsta energikälla är solljus.

Ett exempel på ett Living Machinesystem visas i Figur 4 nedan. Den första tanken (1) är av anaerobisk karaktär medan det råder anoxiska förhållanden i påföljande tank (2). Ett speciellt medium är tillsatt i dessa tankar på vilket mikroorganismer kan bilda kolonier och utföra denitrifikation. Vattnet når sedan en aerob tank (3) där nitrifikation är möjlig. Tank 4, 6, 8 och 9 innehåller friflytande växter likt hydroponiska system. Växternas rötter tar upp näringsämnen från vattnet samtidigt som nitrifierande mikroorganismer lever på rötternas yta. Vattnet leds därefter till en sedimenteringstank (5) där partiklar tyngre än vatten sjunker till botten. Även tank 10 utnyttjas för sedimentering. Tank 7, 11 och 12 fungerar som våtmarker med anaeroba zoner. Växter tar upp näringsämnen och mikroorganismer utför denitrifikation samtidigt som sedimentering också sker. Kalk kan tillsättas i dessa tankar vilket ökar fosforreduktionen. Två recirkulationsflöden används i detta system. Dessa förhindrar att slam ackumuleras och ökar reningsgraden på vattnet. Vattnet efter de aeroba tankarna har förhöjda nitrathalter på grund av nitrifikationen. Det nitrat som följer med recirkulationsflödet kan omvandlas till kvävgas via denitrifikationen som pågår i tank 1 och tank 2.



Figur 4. Flödesschema för ett Living Machine-system.

En studie gjord i USA på avloppsvatten från en bondgård visar på god reningsförmåga hos ett Living Machinesystem, uppbyggt enligt Figur 4. Reningseffektiviteten anseende ammonium uppgick till 99 % medan fosfatreduceringen nådde 79 % (Lansing och Martin 2006).

Fördelarna med Living Machine är främst:

- Flexibelt system, lätt att konstruera om.
- Ingen kemikalieanvändning, såvida inte kalk används.
- Systemet utnyttjar flera tekniker samtidigt vilket gör att systemet kan rena fler ämnen.

Största nackdelar med denna metod är:

- Kräver stor yta.
- Energiträvande, vattnet måste pumpas mellan tankarna och extra syre kan behöva tillsättas.
- Kräver regelbunden skötsel, det ackumulerade materialet på botten av sedimenteringstankarna och överskottsslam måste tas bort.

3 Bergums vattenreningskärr

Under arbetet med denna rapport gjorde två provtagningar i Bergums vattenreningskärr, den första i december 2008 och den andra i mars 2009. Resultaten från dessa provtagningar ligger till grund för utvärderingarna av de mekanismer som kan utföra reduktionen av fosfor- och kvävekoncentrationer under vintern. Detta kapitel utgör en beskrivning över Bergums vattenreningskärr.

3.1 Allmänt

Ett vattenreningskärr är en artificiell våtmark med uppgift att rena inkommande vatten från närsalter (Pehrsson, Vattenrening i vattenreningskärr-bearbetning av data 1998). Bergums vattenreningskärr ligger två mil nordost om Göteborg och ägs av Göteborg kommun.

Bergums vattenreningskärr anlades år 1995 som en försöksanläggning, se Bild 2, och är anslutet till Bergums fritidslantsgårds spillvattenledning. Till spillvatten räknas avloppsvatten från diskhoar, tvättmaskiner, toaletter, duschar och liknande; vatten som använts på gården.

Fritidslantsgården fungerar som ett ekologiskt jordbruk och omfattar 48 hektar uppdelat på åker- och betesmark (Bergums fritidslantsgård 2008). Kor, grisar, getter, ankor och får använder betesmarken, som inte gödslas. Huvudsyftet med gården är daglig verksamhet för funktionsnedsatta. Gården erbjuder även lokaler för konferenser, lägerskolor och utflykter, vilket gör att storleken på spillvattenflödet kan variera markant på veckobasis.

Vattenreningskärret tar emot spillvatten från 30 personekvivalenter, vilket innebär ett genomsnittligt inflöde på ungefär $4,5 \text{ m}^3/\text{dygn}$ (Pehrsson, Bergums vattenreningskärr; utvärdering av en 5-års period 2001).



Bild 2. Bergums vattenreningskärr, 9 december 2008. Privat bild.

3.2 Konstruktion

Spillvattnet från Bergums lantbruksgård leds via självfall till en närliggande trekammarbrunn. Där avskiljs de största partiklarna innan spillvattnet når Bergums vattenreningskärr.

Vattenreningskärret i Bergum är odränerat, vilket betyder att grundvatten kan rinna till. Det består av sex sammanhängande dammar, kallade levéer (Magnusson, Projektrelevisioning Svenseröd-anläggning av vattenreningskärr som enskilt avlopp 2003).

Bild 3 visar en ritning över Bergums vattenreningskärr. Vattnet flyter genom dammarna via självfall. I dammarnas ändar leds vattnet mellan dammarna via plaströr, vilka är visualiserade som dubbelstreck i Bild 3. Vattnets flödesriktning är markerad med pilar.

Spillvattnet inkommer till damm 1 via ett inloppsrör beläget längst till väster i dammen. Det rinner sedan igenom damm 1 och når damm 2 via ett rör beläget i slutet av damm 1, se Bild 3. Vattnet flödar därefter på samma sätt, genom damm 2 och till damm 3 och fortsätter på så vis genom dammarna för att slutligen rinna ut i en angränsande bäck.

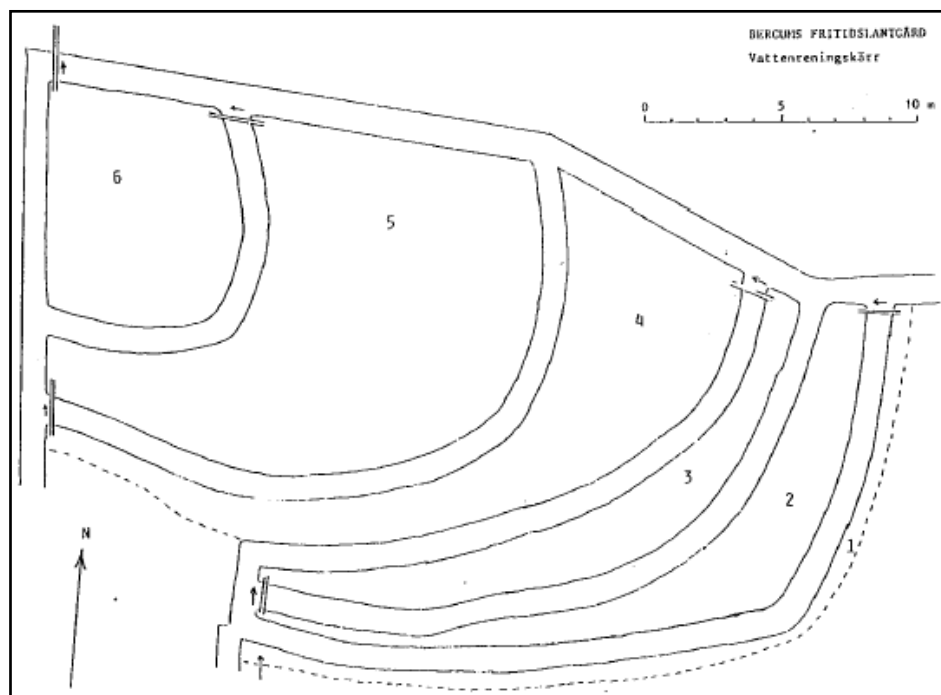


Bild 3. Ritning över Bergums vattenreningskärr. Med tillstånd från Ekologikonsult AB (2009).

Bild 4 nedan visar spillvattnets inloppsrör i Bergums vattenreningskärr. Spillvattnet hade en betydligt gulare färg än resten av dammens vatten och luktade dessutom mer. Bild 5 visar hur vattenreningskärrets utloppsrör slutligen leder vattnet till en närliggande bäck.



Bild 4. Spillvattnets inloppsrör. Privat bild.



Bild 5. Vattenreningskärrets utloppsrör. Privat bild.

Dammarna har konstruerats med olika nivåer så att vattnet rinner genom kärret via självfall. Damm 1 är högst beläget och damm 6 lägst (Pehrsson, Sammanfattning av resultat från Bergums vattenreningskärr 2002). Data över dammarnas marknivå samt utformningar redovisas i Tabell 1 nedan.

Tabell 1. Data över Bergum vattenreningskärr.

Damm	Marknivå (m)	Vallnivå (m)	Längd (m)	Area (m ²)	Volym (m ³)
1	86,02	86,32	33,4	17,1	3,43
2	85,85	86,15	22,9	44,4	8,89
3	85,76	86,06	20,4	38,0	7,61
4	85,66	85,96	26,4	82,5	16,5
5	85,56	85,86	14,9	136,2	27,24
6	85,50	85,86		54,5	10,9
Totalt			118	373	75

Uppehållstiden i vattenreningskärret är beräknat till omkring 16 dygn, totala bottenarealen är 400 m² och vattenreningskärret har en sammanlagd längd på 125 m mellan inlopp och utlopp (Pehrsson 2002). Dammarna är i genomsnitt 19 cm djupa.

Vattenreningskärrets första damm ligger med långsidan mot en brant sluttning så den största tillströmningen av vatten från omgivningen sker till denna damm, se Bild 6. Grundvatten kan även tillkomma till vattenreningskärret underifrån.



Bild 6. Slänten ovanför Bergums vattenreningskärr. Privat bild.

Vintertid är sex ljusramper installerade i den första dammen för att kompensera mot de få soltimmar som årstiden erbjuder, se Bild 7. Tanken är att ökade ljusstimmar ska stimulera primärproduktionen och bakteriereduktionen (Sobris 2004).



Bild 7. Ljusramper installerade i damm 1, Bergums vattenreningskärr. Privat bild.

3.3 Teori bakom rening via näringskedjor

Den grundläggande tanken med vattenreningskärr är att reningsprocessen ska skötas genom ämnesupptag i lokala näringskedjor (Pehrsson, Vattenreningskärret i Aröd 2:226: funktion och utveckling 2005). För att reduktion av kväve och fosfor ska genomföras krävs att ämnena transporteras genom hela näringskedjan och lämnar vattnet med hjälp av en lämplig organism.

Sker upptag av ämnen i biomassa men ingen uttransport blir reduceringen endast temporär. Det är även av vikt att den lämnande organismen inte återvänder till vattnet och återutsöndrar ämnena. Nedan beskrivs de steg i näringskedjan som krävs för uttransport.

3.3.1 Primärproduktion- växtplankton

Alger och bakterier, vilka tillsammans kallas växtplankton, är de organismer med uppgift att genomföra det första reningssteget i vattenreningskärret. Detta genom upptag av närsalter lösta i vattnet. Kväve tas främst upp i form av ammonium men även nitrat och nitrit kan tas upp. Fosfor tas upp i form av fosfat.

Alger är eukaryoter (med undantag för den blågröna algen) vilket innebär att de, till skillnad mot prokaryoter, har cellkärna och organeller. De innehåller klorofyll och är de flesta är autotrofa, de kan producera organiskt material av koldioxid, vatten, oorganiska ämnen med solljus som energikälla (Tikkanen och Willén 1992). De producerar samtidigt syre vilket är viktigt för syrgashalten i vattenreningskärret.

Alger kan leva i både vattenfasen och sedimentet såvida ljusstillgången är tillräcklig (Tikkanen och Willén 1992). Ljuset avtar snabbt med djupet och de största koncentrationerna återfinns i det område där belysningen är optimal, ofta nära ytan. De växer ofta fastsittande på en fasta underlag eller är friflytande i vattnet (Tolstoy och Österlund 2003).

Vintertid är ljusstillgången begränsad, vilket ger negativa effekter på algkoncentrationerna i vattenreningskärret. Även temperaturen är en viktig faktor för algpopulationerna. De flesta trivs bäst i varmare förhållanden och växtplanktonbeståndet är alltid störst under sommaren än under vintern. Majoriteten av alla alger är årliga, de lever endast en växtsäsong (Tolstoy och Österlund 2003) men det finns även alger som är mer flyktiga och de som blir fleråriga.

Vissa bakterier i vattenreningskärret kan utföra nitrifikation och denitrifikation, vilket bidrar till kvävereduktion.

3.3.2 Sekundärproduktion - zooplankton

Det andra reningssteget i vattenreningskärret utförs av zooplankton vilka livnär sig på växtplankton. Tack vare zooplanktons goda simförmåga kan de söka upp områden i vattnet där växtplanktonbeståndet är som störst (Sandhall och Berggren 2001). Dagtid förekommer de främst vid ytan medan de nattetid återfinns djupare ner i vattnet. Även bland zooplankton varierar förekomsten hos många arter med årstiden.

Eftersom växtplankton utgör matkälla för zooplankton, påverkas de senares koncentrationer starkt på koncentrationen av växtplankton. Till skillnad mot växtplankton är zooplankton dessutom beroende av syrgas.

3.3.3 Högre evertetrater och andra predatorer

Det sista steget i reningsmetoden sköter predatorer, exempelvis högre evertetrater, fåglar, ormar och grodor, som lever i närheten av vattenreningskärret. Gemensamt för de djur som kan utföra det sista reningssteget är förmåga att lämna vattnet. Detta är av vikt för att

ämnestransporten ska ha en varaktig verkan. Således är fiskar inte kapabla till att utföra detta reningssteg och bör hållas borta från vattenreningskärret. I annat fall konkurrerar de om zooplankton som födokälla.

Via upptag av zooplankton förflyttas kväve och fosfor till de högre organismerna som kan lämna vattnet, det är således först då detta steg är avklarat som en ämnesreduktion kan ske. Det räcker inte med att zooplankton blir upptaget, det är även viktigt att den högre organismen verkligen lämnar vattnet. Den får heller inte återvända till vattnet och utsöndra ämnen där, i annat fall återförs en del av de upptagna ämnesmängderna. Det är också viktigt att den uttransporterande organismen inte dör i vattnet, i sådana fall kommer den följande nedbrytningen att frisläppa det inbundna kvävet och fosfor. Detta kan vara svårt att kontrollera.

3.4 Undersökningar av artsammansättning och artkoncentration

3.4.1 Närvarande arter och koncentrationer

En studie gjord under sommaren 2006 visar att sammansättningen av växtplankton i Bergums vattenreningskärr varierar mycket (Rehndell 2006). De funna planktonkoncentrationerna varierar också kraftigt, från knappt 1 000 000 individer/ml i maj till nästan 35 000 000 individer/ml i mitten av juli. Även zooplanktonkoncentrationerna och arterna varierade starkt beroende på tidpunkt för mätningen. Detta gör att det är omöjligt att dra slutsatser om vilka arter som dominerar i vattenreningskärret. Ingen studie på artförekomst och artdominans är gjord vintertid.

Inventeringar av bottenfaunan i Bergums vattenreningskärr har gjorts årligen på konsultuppdrag mellan 1997-2005, vilka sammanställts i årliga rapporter. I alla dessa bedöms vattnets innehåll av näringsämnen och organiskt material ha stark till mycket stark påverkan på bottenfaunan (Engdahl 2006). I den sista dammen har en art av en rödlistad snäcka hittats under fyra av dessa år. Det tyder på att vattnet i denna damm har bra kvalité och att bottenfaunan i denna damm har höga naturvärden. Rapporterna visar även att antalet arter varierar mellan åren och förhållandena i dammarna varierar, främst säsongvis. Antalet arter inom ett vatten varierar naturligt på grund av biologiska faktorer, så som konkurrens, och predatortryck. Tabell 2 nedan redovisar antalet taxa i varje damm som påträffats mellan 1997-2005. Taxa är inte riktigt samma sak som art, utan egentligen en beteckning på en arts släkte. Det kan vara svårt att identifiera själva arten och därför används istället taxan (Magnusson 2009).

Tabell 2. Antal taxa i Bergums vattenreningskärr. Med tillstånd från Medins Biologi AB (2009).

Antal taxa/damm										
Damm	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Medel	stdav
1	9	3	6	8	7	15	3	4	7,3	4,1
2	14	4	9	10	3	5	7	5	7,4	3,9
3	8	8	12	10	3	9	7	9	8,1	2,8
4	16	5	12	19	2	6	8	10	9,7	6,2
5	14	8	14	14	9	5	13	11	11,0	3,7
6	13	7	12	15	7	10	11	14	10,7	3,0

Medins Biologi AB har, grundat på eget databasmaterial, satt upp en tillståndsklassning av bottenfauna i rinnande vatten, se Tabell 3.

Tabell 3. Tillståndsklassning av bottenfauna i rinnande vatten. Med tillstånd av Medins Biologi AB (2009).

Klass	Benämning	Individtäthet (antal/m ²)	Totalantal taxa
1	Mycket högt index	>3000	>50
2	Högt index	1500-3000	40-50
3	Måttligt högt index	500-1500	25-40
4	Lågt index	200-500	18-25
5	Mycket lågt index	<200	<18

Bedömningen ska inte tolkas för precist eftersom individtätheten och antalet taxa varierar beroende på vattendragets storlek. Mindre vattendrag har oftast lägre antal arter (Engdahl 2006). Bergums vattenreningskärr är ett litet vattendrag, varför artantalet är litet, totalt 19 stycken år 2005. Tillståndsklassningen blir därmed av naturliga orsaker ”låg”.

Även de variationer som förändrade årstider för med sig påverkar arterna. Exempel är temperaturer och längden på torrperioden (Engdahl 2006). Artsammansättningen kommer även att variera med årstid, då vissa är mindre känsliga mot kyla och begränsad ljustillgång än andra.

3.4.2 Artförekomster vintertid

På vintern kan vattenreningskärr bottenfrysa om temperaturen sjunker under noll grader. Alger övergår då vanligen i vilostadier och sänker sin ämnesomsättning, vilket innebär ett minskat upptag (Lindholm 1998). De övervintrar på bottenlammet och blir aktiva igen då temperaturen stiger eller ljustillgången ökar. Det finns alger som är aktiva även vintertid och kan leva i is.

En studie gjord på biomassan växtplankton i de två första dammarna i Bergums vattenreningskärr under december 2003, visade att växtplanktonen i den första dammen försvann efter halva månaden (Sobris 2004). I den andra dammen var växtplanktonen frånvarande under hela månaden. Zooplanktonkoncentrationerna minskar också kraftigt under december men försvinner inte helt.

3.5 Uppvisad koncentrationsreduktion

3.5.1 Kväve och fosfor

Mätningar av kväve- och fosforkoncentrationer i ingående respektive utgående vatten har gjorts i tre vattenreningskärr. Resultatet av koncentrationsreduktioner avseende totalkväve och totalfosfor presenteras i Tabell 4 nedan. Reduktionseffektiviteten är beräknad avseende detekterade ämneskoncentrationer (mg/l) i inlopp och utlopp, genom ekvationen

$$\frac{\text{konc i inlopp} - \text{konc i utlopp}}{\text{konc i inlopp}}$$

Tabell 4. Reduktionseffektivitet i tre olika vattenreningskärr i Sverige.

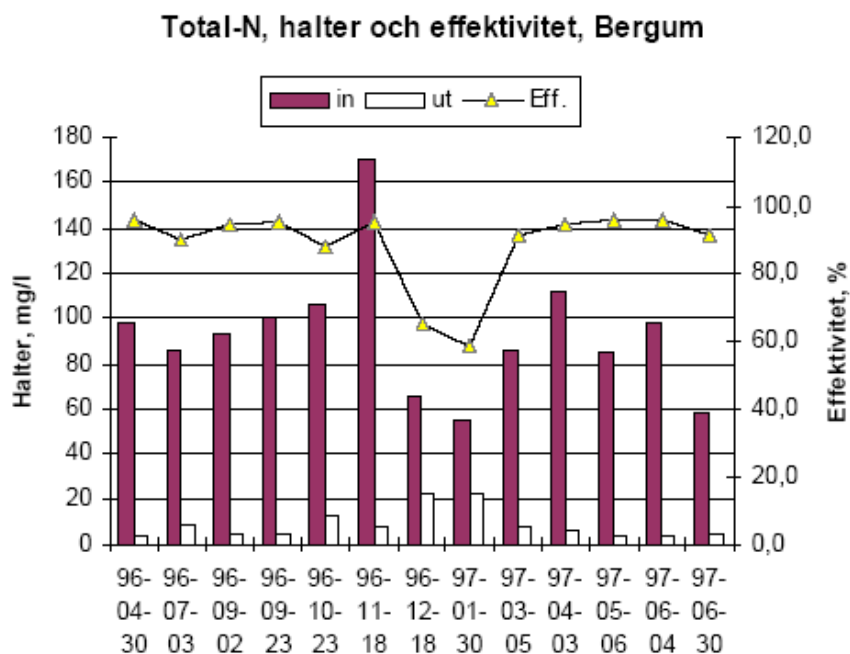
Vattenreningskärr	Medel red.eff (%)		Lägsta uppmätta (%)	
	tot-N	tot-P	tot-N	tot-P
Bergum	90,4	91,2	45	35
Öna	70,5	67,5	20	13
Aröd	89,5	80,2	78,8	46,9

Data från Bergums vattenreningskärr representerar värden från mätningar gjorda under 1996-2002 (Pehrsson 2002).

Resultaten från Öna vattenreningsverk utanför Vänersborg baseras på 10 stickprov tagna under 2003 (Stråe 2005)

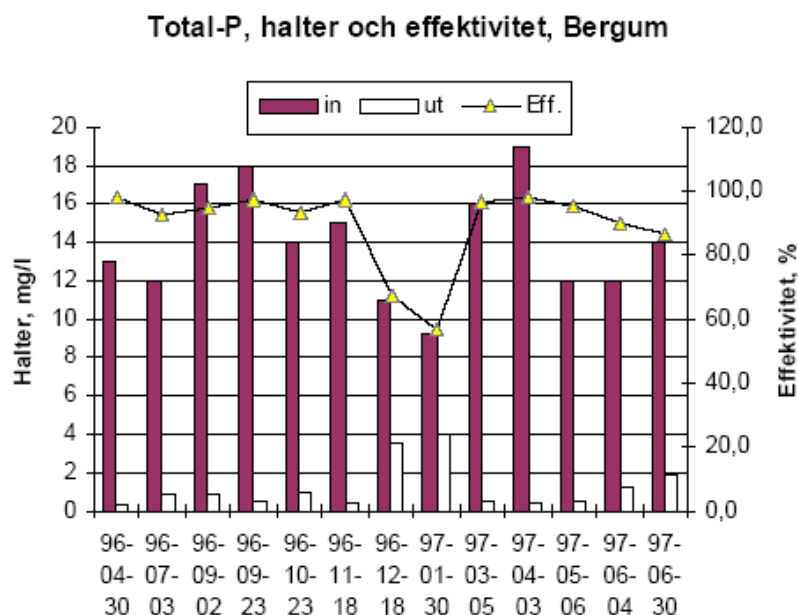
Sammanlagt 14 mätningar från Aröd är gjorda 1991-1994 (Pehrsson, Vattenreningskärret i Aröd 2:226: funktion och utveckling 2005).

Reduktionseffektiviteten varierar säsongvis i alla de fyra vattenreningskärrarna ovan. De lägsta värdena uppvisas genomgående vintertid. Totalkvävekoncentrationerna i Bergums vattenreningskärrs inlopp respektive utlopp samt den beräknade reduktionseffektiviteten under perioden april 1996 till juni 1997, åskådliggörs i Figur 5 nedan.



Figur 5. Totala kvävehalter, april 1996- juni 1997, Bergums vattenreningskärr. Med tillstånd av Ekologi-Konsult (2009).

De totala fosforkoncentrationerna är uppmätta under samma period och resultaten visas i Figur 6 nedan.



Figur 6. Totala fosforhalter, april 1996- juni 1997, Bergums vattenreningskärr. Med tillstånd av Ekologi-Konsult (2009).

Reduktionseffektiviteten avseende oorganiskt kväve (ammonium och nitrat) i Bergums vattenreningskärr har visat sig öka med ökande inflödeskoncentration men påverkas inte av förändrat vattenflöde (Pehrsson, Bergums vattenreningskärr; utvärdering av en 5-års period 2001). Tilläggas bör att det är koncentrationsreduktioner som iakttas, inte ämnesreduktioner. Detta innebär att spädning kan påverka resultaten, vilket inte innebär minskade ämnesflöden och således ingen rening. Skillnaden mellan inkommande och utgående ämneskoncentrationer kan därför inte tolkas som ett mått på reningseffektiviteten i vattenreningskärret. För att få ett mått på detta måste de totala mängderna i inkommande vatten jämföras med de totala mängderna i utgående vatten. I annat fall riskerar reningsförmågan att överskattas i system som är påverkade av spädning.

3.5.2 Bakteriereduktion

Undersökningar gällande bakteriereduktion i Bergums vattenreningskärr har gjorts under 1999 (Pehrsson, Bergums vattenreningskärr; utvärdering av en 5-års period 2001). Resultaten visar att reduktionen är tillfredsställande under alla månader utom december och januari. Reduktionen anses främst utföras av betande zooplankton under dessa mörka månader. Under sommaren reduceras bakterier dessutom med hjälp av solljus.

3.6 Skötsel

Vattenreningskärr måste omhändertas för att reningsförmågan ska kunna uppehållas. Det är viktigt att de tidiga successionerna bibehålls eftersom de har den största produktionsförmågan, och således effektivast tar upp näringsämnen ur vattnet (Pehrsson,

Vattenreningskärret i Aröd 2:226: funktion och utveckling 2005). Dessa kan bevaras genom att hålla vegetation borta. Skuggande vegetation ska även tas bort så ljusinstrålningen blir maximal. De växter som finns kvar i vattnet ska skördas på hösten så de förhindras från att vissna och därmed frigöra kväve och fosfor som bundits in i dess biomassa. Djur, exempelvis ankor och får, kan användas för naturlig rening, då de livnär sig på växter som har skuggande effekter på vattenreningskärret (Pehrsson, Bergums vattenreningskärr; utvärdering av en 5-års period 2001). Detta har varit tillräckligt, extra skördning har inte varit nödvändig kring Bergums vattenreningskärr. Vattenreningskärret bör vara fritt från fisk så insektspopulationerna är så stora som möjligt och vattnet ska vara grunt för att maximera produktionen (Magnusson, Det magiska kärret 2007).

Då isläggning skett bör vattennivån sänkas. På så sätt skapas en luftficka mellan isen och vattenytan och den biologiska aktiviteten kan fortsätta (Pehrsson, Bergums vattenreningskärr; utvärdering av en 5-års period 2001).

3.7 Vattnets härkomst

Det vatten som når Bergums vattenreningskärr härstammar inte enbart från lantbruksgårdens spillvatten. Kärret är odränerat vilket betyder att tillrinning av grundvatten är möjlig. Vattentillskott sker även direkt över vattenreningskärret via nederbörden samt via tillrinning av ytvatten efter kraftig nederbörd. Vattnet från dessa olika källor innehåller olika ämnesuppsättningar och måste således tas med i beräkningarna för att erhålla en realistisk bild över reningsmekanismerna och ämnesreduktionerna i vattenreningskärret. Nedan beskrivs vattenkvalitéerna hos de olika vattentyperna som når Bergums vattenreningskärr; spillvatten, nederbörd samt grundvatten.

3.7.1 Spillvatten

Det spillvatten som lämnar lantbruksgården består av avloppsvatten från gårdens diskhoar, tvättmaskiner, toaletter och duschar (Selling 2006). Innan detta vatten når kärret har de större partiklarna avskiljts i en närliggande trekammarbrunn. Enligt analyserna gjorda i december 2009 innehåller detta vatten ämneshalter redovisade i Tabell 5 nedan.

Tabell 5. Spillvattnets koncentrationer, Bergums vattenreningskärr.

Ämne	Koncentration		Enhet
	09-dec	24-mar	
NH ₄ -N	63,5	72	mg/l
NO ₃ -N	1,3	0,89	mg/l
tot-N	88,2	65,9	mg/l
PO ₄ -P	16,1	17	mg/l
tot-P	41,3	15,4	mg/l
COD	585	765	mg/l
Ca	7,8	-	mg/l
K	-	39	mg/l
SS	92	84	mg/l

De uppradade ämnena är endast de analyserade, spillvattnet innehåller mer än så. I naturvårdsverkets rapport nr 4425 "Vad innehåller avlopp från hushåll?" anges schablonvärden beträffande närings- och metallinnehåll tillämpbara för svenska förhållanden. Där har följande värden redovisats:

Tabell 6. Schablonvärden för metaller i avloppsvatten från svenska hushåll.

Ämne	Konc (g/pd)
K	4
Pb	<0,003
Cd	<0,0006
Cu	<0,0072
Cr	<0,005
Hg	<0,0007
Ni	<0,0031
Zn	<0,0061

Dessa koncentrationer kan dock variera avsevärt eftersom de är beroende av exempelvis kvalitén på dricksvattnet och vattenledningarnas konstruktionsmaterial (Naturvårdsverket 2005). Tillströmningen av spillvatten till vattenreningskärret är i genomsnitt $4,5 \text{ m}^3/\text{dygn}$.

3.7.2 Nederbörd

Vattenreningskärret får även vattentillskott via nederbörden. Storleken på medelnederbörd som föll över Göteborg under december 2008 har använts (SMHI 2009). Under denna månad föll totalt 37 mm per kvadratmeter. Det kom relativt lite nederbörd denna månad, jämfört med medelvärdet på 72 mm (1961-1990).

Kärrets första damm har en area på $17,1 \text{ m}^2$. Således blir tillskottet vatten i form av nederbörd

$$\frac{0,037}{31} \times 17,1 = 0,02 \text{ m}^3 = 20 \text{ liter/dygn}$$

Vattenreningskärrets totala area uppgår till 373 m^2 vilket innebär ett totalt tillskott på 450 liter/dygn, enligt liknande beräkning. Under varma sommarkvar, då evaporationen är som störst, kan detta bidra till minskat vattenflöde i kärret. Under vintern är evaporationen försumbar och därför har ingen hänsyn tagits till den i denna rapport. För ett mer korrekt värde bör den uppmätta evaporationen subtraheras från nederbörden och den resulterande avrinningen användas.

Tabell 7 nedan redovisar årsmedelvärden av ämneshalter i nederbörd år 2002. Proverna är tagna vid Svartedalen, någon mil utanför Göteborg (IVL Svenska miljöinstitutet AB 2003).

Tabell 7. Årsmedelvärden av halter i nederbörd, Svartedalen 2002.

Ämne	Konc	Enhet
pH	4,66	-
Cl	1,69	mg/l
NO ₃ -N	0,44	mg/l
SO ₄ -S	0,48	mg/l
NH ₄ -N	0,4	mg/l
Ca	0,13	mg/l
Mg	0,12	mg/l
Na	0,96	mg/l
K	0,11	mg/l
H ⁺	22	µekv/l

3.7.3 Grundvatten/ytavrinning

Det grundvatten som rinner in i vattenreningskärret har infiltrerat via nederbörd som fallit inom omgivande avrinningsområde, vilket definieras av omgärdande grundvattendelare. Om en del av denna nederbörd rinner längs markytan kallas det för ytavrinnande vatten (Svensson, Teknisk geologi AK 2006). Läget för grundvattendelarna bestäms av topografins utseende samt geologins egenskaper (Fetter 2001).

Grundvattnets sammansättning påverkas starkt av omgivningens geologi (Svensson, Groundwater Chemistry- a hydrogeological introduction 2005). Om marken exempelvis innehåller lättvittrade mineraler kommer genomströmmande vatten att plocka upp mer joner, jämfört med vatten som rinner genom jordar bestående av mer svårlösliga mineral. Huruvida det råder oxiderande eller reducerande förhållanden påverkar också vattnets kemi. När grundvattnets passerar jordens porer plockas lättlösliga joner upp och följer med vattenströmmen. Jordarterna varierar väldigt lokalt, varför ett genomsnittligt innehåll från en större region inte är nog tillförlitlig information (Fetter 2001).

En analys av vattenkvalitén i gårdens drickvattensbrunn, som ligger nära vattenreningskärret, gjordes i juni år 2008 och de uppmätta koncentrationerna redovisas i Tabell 8 nedan.

Tabell 8. Koncentrationer uppmätta i vattnet i Bergums bergsbrunn.

Ämne	Koncentration	Enhet
NH ₄ -N	0,05	mg/l
NH ₄	0,064	mg/l
NO ₃ -N	<0,1	mg/l
NO ₃	<0,44	mg/l
NO ₂ -N	<0,002	mg/l
NO ₂	<0,007	mg/l
PO ₄ -P	0,018	mg/l
PO ₄	0,06	mg/l
Cl	18	mg/l
F	0,49	mg/l
SO ₄	18	mg/l
Ca	8,5	mg/l
Cu	<0,02	mg/l
Fe	<0,02	mg/l
K	2,7	mg/l
Mg	2,7	mg/l
Mn	0,055	mg/l
Na	32	mg/l
Alkalinitet	86	mg HCO ₃ /l
Konduktivitet	24	mS/m
Radon	57	Bq/l
Hårdhet tot	1,8	dH
pH	8	-

Brunnen innehåller grundvatten som påverkats av omgivningen. Det är troligt att det grundvatten som rinner in i vattenreningskärret har liknande sammansättning. Dock bör nämnas att både grundvattenanalysen ovan grundar sig på ett mättillfälle. För mer information om denna mätning, se Appendix 2.

Storleken på tillrinnande grundvattenflöde är svårt att uppskatta. Det varierar starkt beroende på nederbördens styrka och varaktighet. Beroende på jordens kornstorlekar varierar fördröjningstiden för vattnet att rinna genom jorden (Fetter 2001). Jordar med större korn har större dräneringsförmåga än finkorniga jordar. Omättade jordlager har dessutom större förmåga att hålla kvar vatten än mättade lager.

4 Analysmetoder

I detta kapitel beskrivs de metoder som användes då proverna inhämtades från Bergums vattenreningskärr samt metodiken bakom laborationsanalyserna av proverna. Provtagningarna skedde vid två tillfällen, 9 december 2008 och 24 mars 2009, och de upphämtade proverna analyserades på laboratorium avseende ämnesinnehåll. Både vatten- och sedimentprover inhämtades. Sedimentet analyserades dock endast utifrån proverna från decembers fältstudie.

Efter inhämtning förvarades både vattenproverna och sedimentproverna i en kylväska med kylklabbar. Detta för att proverna skulle ha så låg temperatur som möjligt under fraktningen. Denna temperatur ska helst inte överstiga 4°C. Stiger temperaturen över detta finns risk att processer i proverna påverkar resultaten. Proverna låg i kylväskan i sammanlagt 12 timmar. Därefter förvarades de över natten i ett kylrum med temperaturen 4°C.

För att få ett så korrekt analysresultat som möjligt bör proverna analyseras inom tre dygn efter inhämtning (Naturvårdsverket 1993). I annat fall kan organismer i proven konsumera vissa ingående ämnen, exempelvis syre, koldioxid, kväveföreningar och fosfor. Även kemiska och fysikaliska reaktioner kan ske, såsom oxidation, utfällning, adsorption till provkärls yta och förändringar i pH.

4.1 Inhämtning och laborationsanalys avseende vattenprover

Vattenreningskärrs inloppsvatten inhämtades via Qualified Sampling Test; 200 ml fylldes fem gånger under sammanlagt två timmar. De fylldes i samma flaska så varje inhämtning blandades med de föregående. Detta för att få större spridning på ingåendes ämnens koncentrationer, så att en eventuell tillfällig punktkälla påverkar så lite som möjligt. Övriga vattenprover inhämtades från varje damms in- och utlopp, samt från mitten av de tre första dammarna. Detta för att få en blick över koncentrationsförändringar, både inom en damm och genom hela vattenreningskärr. Under provtagningen i mars byttes två provpunkter ut. Två provpunkter lades till i den första dammen, mellan inloppet och mitten av dammen. Mittenproverna på damm 5 och damm 6 slopades. Det gick endast att ta 13 prover då kylväskan inte rymde fler.

Vattnet fylldes i enlitersflaskor, sammanlagt 13 stycken, märkta med respektive inhämtningsställe.

Vattnets konduktivitet, pH, temperatur samt syrgashalt mättes direkt på plats, i samma punkter där vattenproverna togs ifrån.

Vattenproverna analyserades på laboratorium under de påföljande två dagarna. Nedan följer redogörelser över genomförandet. Analysresultaten presenteras i kapitel 5.

4.1.1 COD, fosfor, kväve och järn

Vattenproverna filtrerades med filterpapper av storleken 1,2 µm. Vattenanalyser avseende COD, fosfor, kväve och järn genomfördes sedan via Doktor Langes snabbampuller och halterna detekterades med hjälp av fotometern LASA 100. För COD användes LCK 114,

fosfor/fosfat LCK 348/349, totalkväve LCK 138, nitrat LCK 339, ammonium LCK 303 samt för järn användes LCK 320.

4.1.2 Suspenderat material

Koncentrationen av suspenderat material beräknades genom att filtrera vattenproverna med hjälp av ett filterpapper av storleken 1,2 µm. Filtrieranordningen kopplades till en vakuumsug. Filterpapprena som användes vägdes före användning. Därefter filtrerades uppmätta volymer av vattenproverna från alla 13 vattenprov. Efter filtreringen torkades filterpapprena med de uppfångade filtraten i ugn i en timme, 105 °C, varefter det vägdes på nytt. Genom att subtrahera vikten av filtratet inklusive filterpappret med filterpapprets ursprungsvikt erhöles det suspenderade materialets torrsvikt. Därefter kunde koncentrationen beräknas eftersom det filtrerade vattnets volym var känd.

4.1.3 Kalcium och kalium

Kalcium- och kaliumkoncentrationerna i vattenproverna detekterades med hjälp av atomabsorptionsspektrofotometern Perkin Elmer 280, enligt svensk standard SS028160 respektive SS028161.

4.1.4 Konduktivitet, pH, temperatur och syrgashalt

Dessa parametrar uppmättes direkt i fält med hjälp av tillhörande mätinstrument. Mätningar och upphämtning av vattenprover skedde på samma ställe. Syrgashalten och temperaturen uppmättes med instrumentet OXI 197-S. Konduktiviteten är temperaturberoende och enligt standard bör den mätas vid 25°C (Standardkommitten för miljömätteknik 1994). Den konduktivetsmätare som användes korregerar automatiskt det uppmätta värdet till standardvärde. Ingen korrektionsfaktor behövdes således användas.

4.2 Inhämtning och laborationsanalys avseende sedimentprover

Sedimentprover inhämtades från botten med hjälp av en plaströrshämtare med gummipropp. Ett sedimentprov togs från mitten av vardera damm, således totalt sex stycken. Dessa förvarades i plastpåsar märkta med respektive damms nummer.

Sedimentprover inhämtades från mitten av varje damm i vattenreningskärret, således totalt sex prover. Detta gjordes med hjälp av en rörmätare. Röret stacks ned i sedimentet varpå en plastpropp trycktes för rörets öppning ovanför vattenytan. På grund av trycket i röret sögs sedimentet fast i rörets andra ända. Ytterligare en plastpropp trycktes fast i rörets andra ända för att förhindra att sedimentprovet föll ut. Proven förvarades i förslutna plastpåsar märkta med respektive damms nummer. De frystes ner och analyserades avseende fosfor- och kväveinnehåll, omkring en månad efter inhämtningstillfället. Nedan följer redogörelser över genomförandet. Analysresultaten presenteras i kapitel 5.

4.2.1 Fosfor

Vid fosforanalysen analyserades både den totala fosforkoncentrationen (tot-P) samt koncentrationen av oorganiskt fosfor (oorg-P). Sedimentproven torkades i ugn, 105°C, tills de blivit helt torra. Därefter uppmättes 0,2 g av vardera prov upp. De prov som skulle analyseras med avseende på tot-P värmdes i tre timmar, 450 °C och blandades därefter med 20 ml, 3,5 M HCl. Proverna som skulle analyseras avseende oorg-P späddes med 20 ml, 1 M HCl. Alla proven skakades därefter i 16 timmar, centrifugerades och analyserades med en spektrofotometern H200S, via metoden med Dr Langes snabbampuller.

4.2.2 Kväve

Kväve analyserades avseende Kjeldahl-kväve (Kj-N), vilket definieras som:

$$\text{Kj-N} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{org-N}$$

Det betyder att nitrat- och nitritkväve inte tas med (Naturvårdsverket 1988).

Genom att koka proven med svavelsyra och kaliumsulfat bryts provens organiska partiklar ner och ammoniumsulfat bildas. Därefter tillsätts NaOH och blandningen destilleras. Destillatet blandas med borsyra och mängden ammoniumjoner kan beräknas efter återtitering med saltsyra.

Sedimentet analyserades även avseende ammoniumkoncentrationerna (NH₄-N), vilket gjordes utan att koka provet i syra. Fraktionen organiskt bundet kväve erhålls genom subtraktionen Kj-N - NH₄-N.

Beräkningar avseende mängder Kj-N och NH₄-N kunde göras utifrån laborationsresultaten och är redovisade i appendix 1.

5 Resultat av analyserna

I detta kapitel presenteras de erhållna resultaten från laborationsanalyserna. Analyserna baseras på de två omgångar vatten- och sedimentprover som inhämtades från Bergums vattenreningskärr i december 2008 samt i mars 2009.

5.1 Resultat från vattenanalyser

Nedan presenteras resultaten från vattenanalyserna. Under fältstudien i mars togs två extra vattenprover i den första dammen. Dessa kallas damm 1:2 samt damm 1:3 i tabellerna nedan. Strecken i tabellerna indikerar att analys inte är utförd. Noterbart var att färgerna på proven skiljde sig åt mellan de två olika provtagningarna. Spillvattnet (damm 1 in) var klargult vid båda provtagningarna. I december blev proverna blekare ju längre in i systemet vattnet flödat. Utloppsvattnet var i det närmaste färglöst. I mars däremot uppvisade de första dammarna en mer gulgrön färg för att sedan ljusna ju längre in i systemet vattnet runnit. Utloppsvattnet var ljusgult.

5.1.1 Kväve

Tabell 9 visar resultaten från kväveanalysen. Vid båda provtagningarna dominerar ammonium. Halterna av alla analyserade kvävefraktioner reduceras, främst i första halvan av damm 1 för att sedan ligga på en relativt konstant nivå i damm 3-6.

Tabell 9. Ammonium-, nitrat samt totalkvävekoncentrationer, Bergum vattenreningskärr.

	NH ₄ -N (mg/l)		NO ₃ -N (mg/l)		tot-N (mg/l)	
	09-dec	24-mar	09-dec	24-mar	09-dec	24-mar
Damm 1 in	63,5	72	1,3	0,894	88,2	65,9
Damm 1:2	-	24,2	-	0,518	-	-
Damm 1:3	-	7,07	-	0,431	-	-
Damm 1 mitt	8,35	14,2	0,639	0,426	7,77	17,4
Damm 2 in	6,67	5,27	0,742	0,445	8,01	7,67
Damm 2 mitt	3,43	4,38	0,452	0,646	-	-
Damm 3 in	3,32	2,82	Fel*	0,557	-	-
Damm 3 mitt	3,23	-	0,538	-	-	-
Damm 4 in	-	2,45	-	0,64	-	-
Damm 4 mitt	-	-	-	1,03	-	-
Damm 5 in	-	-	-	-	-	-
Damm 6 in	-	2,02	-	0,97	-	-
Damm 6 ut	3,31	2,26	fel*	0,654	6,5	4,22

Den totala kvävekoncentrationen i analysen av vattnet som inhämtades i mars ligger under den detekterade ammoniumkoncentrationen. Det kan bero på att mätområdet för de ampuller som användes överskreds, vilket gör att resultaten blir mindre exakta.

De erhållna resultaten uppvisar liknande koncentrationer som tidigare utförda analyser (Pehrsson, Sammanfattning av resultat från Bergums vattenreningskärr 2002).

5.1.2 Fosfor

Fosfor analyserades avseende fosfat (PO_4^{3-}) samt totalkoncentration (tot-P) och resultaten åskådliggörs i Tabell 10 nedan.

Tabell 10. Fosfatfosfor- och totalfosforkoncentration, Bergums vattenreningskärr.

	PO ₄ -P (mg/l)		tot-P (mg/l)	
	09-dec	24-mar	09-dec	24-mar
Damm 1 in	16,1	17	41,3	15,4
Damm 1:2	-	5,81	-	6,23
Damm 1:3	-	1,49	-	1,67
Damm 1 mitt	1,11	3,15	2,57	3,31
Damm 2 in	1,63	0,953	3,72	1,01
Damm 2 mitt	0,966	0,61	2,28	0,67
Damm 3 in	1,32	0,561	3,23	1,19
Damm 3 mitt	1,11	-	2,73	-
Damm 4 in	-	0,601	-	0,632
Damm 5 in	-	0,931	-	0,971
Damm 6 in	-	0,785	-	0,747
Damm 6 ut	1,19	0,561	3,28	0,647

Noterbart är att den totala fosforkoncentrationen i inloppsvattnet är nästan tre gånger högre i december än i mars. Likt kvävekoncentrationerna reduceras fosforhalterna kraftigt inom den första dammen för att efter damm 2 stabilisera sig.

5.1.3 Syre, pH, Temperatur och konduktivitet

I Tabell 11 nedan redovisas syrekoncentration, pH, temperatur och konduktivitet. Dessa parametrar uppmättes på plats. Endast syrehalten hade nämnvärda skillnader vid jämförelser mellan de två provtagningarna.

Tabell 11. Syrehalt, pH, temperatur och konduktivitet, Bergums vattenreningskärr.

	Syre (mg/l)		pH		Temp (°C)		Konduktivitet (µS/cm)	
	09-dec	24-mar	09-dec	24-mar	09-dec	24-mar	09-dec	24-mar
Damm 1 in	3	0,18	6,4	7,15	7,4	4,3	473	961
Damm 1 mitt	3	-	6,53	-	2	-	235	-
Damm 2 in	4,5	11,2	6,41	6,36	2	3	233	247
Damm 3 in	2	10,5	6,42	6,55	1,8	2	198	197
Damm 4 in	4,8	13,2	6,46	6,36	1,9	2,6	194	168
Damm 5 in	4,4	4,5	6,52	6,32	2	2,1	190	156
Damm 6 in	2,4	6,8	6,45	6,48	1,8	2,6	188	145
Damm 6 ut	2	11,2	6,3	6,46	1,9	3,8	199	139

5.1.4 Koncentrationer av COD, SS, Kalcium och Kalium

Tabell 12 visar koncentrationerna av COD, SS, Ca och K. Kalciumkoncentrationen uppmättes i december medan kaliumkoncentrationerna endast uppmättes i mars.

Tabell 12. Koncentrationer av COD, SS, Ca, K och Fe, Bergums vattenreningskärr.

	COD		SS		Ca		K		Fe ³⁺	Fe ²⁺	Enhet
	09-dec	24-mar	09-dec	24-mar	09-dec	24-mar	24-mar	24-mar	24-mar	24-mar	
Damm 1 in	585	765	92	84	7,8	39	0,04	1,94			mg/l
Damm 1:2	-	543	-	160	-	16	0,457	1,15			mg/l
Damm 1:3	-	165	-	53	-	8	-	-			mg/l
Damm 1 mitt	55,5	128	7,6	37	3,3	12	1,79	0,661			mg/l
Damm 2 in	78,8	65,4	11	80	3,5	7	-	-			mg/l
Damm 2 mitt	45,7	65,5	5,2	35	3,2	7	-	-			mg/l
Damm 3 in	43,3	54,3	15,5	12	3,6	5	-	-			mg/l
Damm 3 mitt	47	-	15,5	21	3,3	6	-	-			mg/l
Damm 4 in	-	59,8	32	27	3,6	5	-	-			mg/l
Damm 4 mitt	-	-	36,5	46	3,5	5	-	-			mg/l
Damm 5 in	-	113	35,5	218	3,6	6	-	-			mg/l
Damm 5 mitt	-	-	42	-	3,7	-	-	-			mg/l
Damm 6 in	-	109	35	146	3,6	6	-	-			mg/l
Damm 6 mitt	-	-	27	-	3,9	-	-	-			mg/l
Damm 6 ut	72	77,1	43,5	60	3,8	5	2,19	1,14			mg/l

Koncentrationerna av alla analyserade ämnen från vattenprovtagningarna minskar sett från inlopp till utlopp. Den största reduktionen sker inom den första dammen. Detta är överensstämmande med undersökningar gjorda tidigare (Pehrsson 2001).

5.2 Resultat från sedimentprovsanalyser

Sedimentproverna som upphämtades i december 2008 analyserades avseende kväve- och fosforkoncentrationer.

5.2.1 Kväve

Resultaten av sedimentproverna avseende kväve redovisas i Tabell 13 nedan. Det finns kväve inbundet i sedimentet och den största delen återfinns i organisk form. De högsta koncentrationerna återfanns i den första dammen. Beräkningarna bakom dessa siffror återfinns i Appendix 1.

Tabell 13. Sedimentets kvävekoncentrationer, Bergums vattenreningskärr, 2009-12-09.

Sediment	Volym (m ³)	TS (%)	mg NH ₄ -N/ g TS	mg Kj-N/g TS
Damm 1	1,2	36	1,29	6,3
Damm 2	1,8	57	0,47	3,38
Damm 3	2,7	47	0,63	2,63
Damm 4	5,8	45	0,63	Fel
Damm 5	9,5	39	0,48	2,3
Damm 6	3,8	44	0,49	2.14

De uppmätta koncentrationerna stämmer överens med koncentrationer erhållna under en tidigare mätning (Lycke 1997). Kväve i sedimentet förekommer till största delen i organisk form.

5.2.2 Fosfor

Analyserna visar att även fosfor finns inbundet i dammarnas sedimentlager, se Tabell 14. Största delen återfinns i oorganisk form i alla mätpunkter utom en.

Tabell 14. Sedimentets fosfat- och totalfosforkoncentrationer, Bergums vattenreningskärr 2009-12-09.

Sediment	mg Tot-P/g TS	mg PO ₄ -P/g TS
Damm 1	1,15	0,82
Damm 2	0,81	0,38
Damm 3	1,29	0,73
Damm 4	1,31	0,99
Damm 5	0,88	-
Damm 6	0,98	-

Tidigare analyser på fosforkoncentrationer i vattenreningskärrets sediment visar också på att det finns fosfor inbundet och största delen återfinns i oorganisk form (Lycke 1997). De uppmätta värdena är genomgående lägre i den förra studien. De högsta totala fosforhalterna är detekterade nära inloppet och uppgår till drygt 0,50 mg tot-P/ g TS. I resterande mätpunkter ligger fosforhalten i intervallet 0,20-0,30 mg tot-P/g TS. Koncentrationerna av oorganisk fosfor ligger på omkring 0,4 mg/g TS vid inloppen medan de i stort sett är lika höga som den totala fosforkoncentrationen i övriga mätpunkter.

6 Möjliga reduktionsmekanismer i Bergums vattenreningskärr

Resultaten från de utförda analyserna visar att både kväve- och fosforkoncentrationerna genomgår kraftiga reduktioner i Bergums vattenreningskärr. Det är dock viktigt att fastställa vilka mekanismer som utför dessa koncentrationsminskningar. I det fallet att reduktionerna orsakas av spädning i systemet sker ingen egentlig rening, eftersom de totala mängderna av kväve och fosfor som transporteras till närliggande vattendrag inte påverkas.

Reduktionsmekanismerna för kväve och fosfor skiljer sig åt en del. I detta kapitel redovisas de mekanismer som har förmåga att reducera kväve och fosfor.

6.1 Kväverening

Avloppsvatten kan innehålla kväve i flera olika former. Totala mängden kväve kan bestämmas genom (Henze, o.a. 2002):

$$N_{\text{tot}} = N_{\text{NH}_4} + N_{\text{NO}_x} + N_{\text{I,N}} + N_{\text{S,N}} + N_{\text{IS,N}}$$

där:

N_{NH_4} = ammonium- och ammoniakkväve

N_{NO_x} = kväve i form av nitrit och nitrat

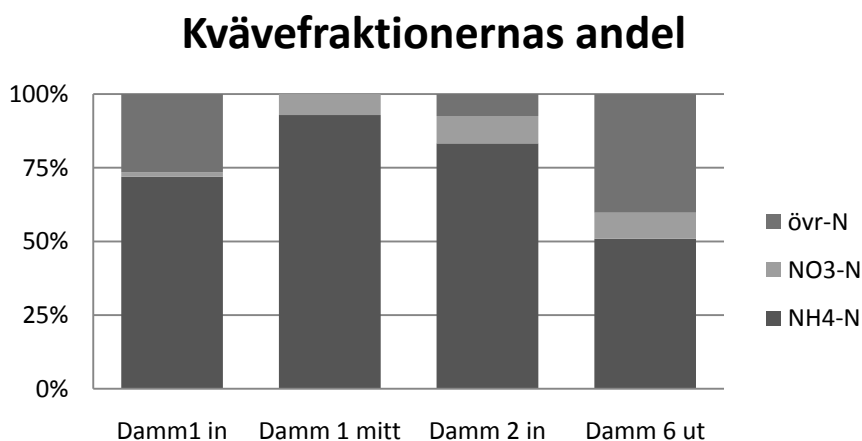
$N_{\text{I,N}}$ = löst, inert organiskt kväve

$N_{\text{S,N}}$ = suspenderat, lättnedbrytbart organiskt kväve

$N_{\text{IS,N}}$ = suspenderat inert kväve

De olika kväveformerna som förekommer i ett vattenreningskärr växlar tillstånd beroende på omgivningens betingelser och på grund av mikroorganismers aktiviteter. Enligt resultaten från analyserna förekommer kväve i Bergums vattenreningskärr främst i form av ammonium. Koncentrationerna av alla kväveformer reduceras i vattenreningskärret.

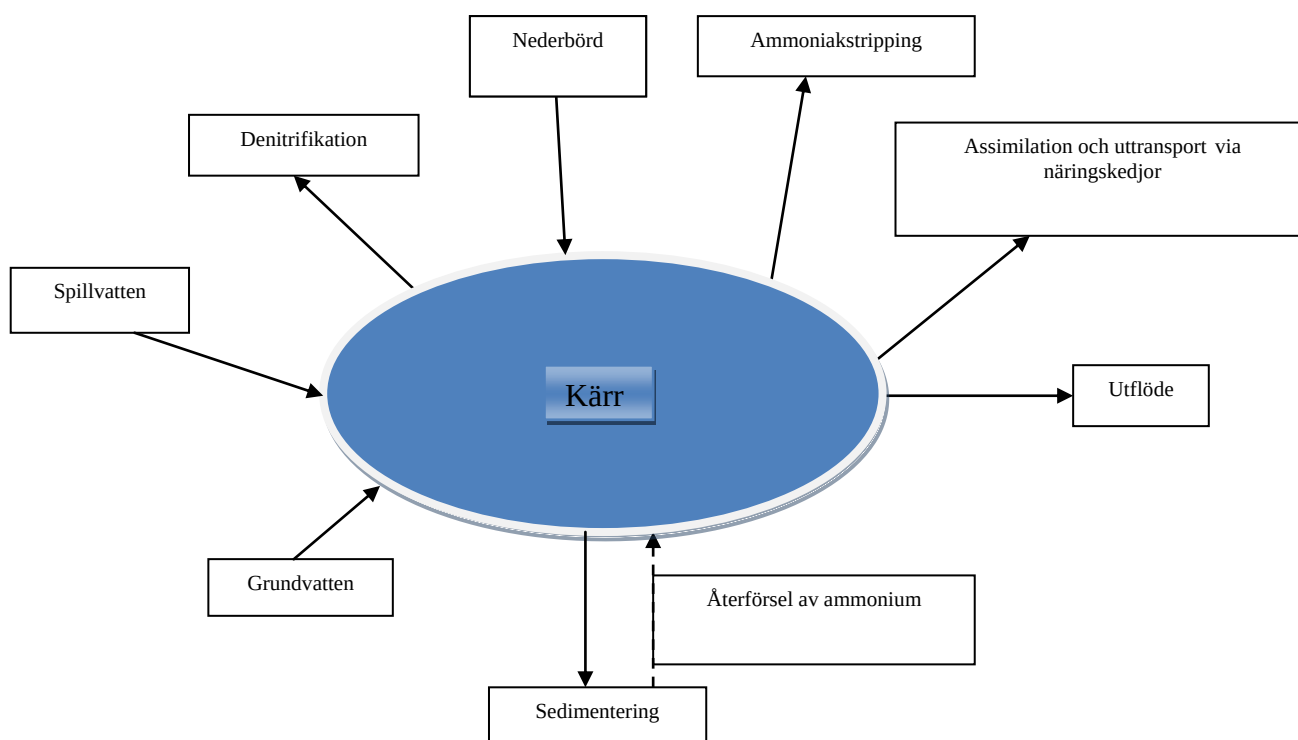
I denna rapport är koncentrationerna av kväve i form av ammonium, nitrat samt totalkväve analyserade. Övriga kväveformer utgör tillsammans skillnaden då ammonium och nitrat subtraherats från totala kvävekoncentrationen, se Figur 7.



Figur 7. Kvävefraktionernas bidrag till det totala kvävet i Bergums vattenreningskärr, 2008-12-09.

I det mellangrå fältet i Figur 7 ovan, kallat ”övr-N”, ingår de övriga kvävefraktionerna; nitrit, löst inert organiskt kväve, suspenderat lättnedbrytbart organiskt kväve och suspenderat inert kväve.

Figur 8 nedan illustrerar de processer som påverkar en kväveatoms masstransport i Bergums vattenreningskärr. Vattenreningskärrets vattenvolym utgör systemgräns.

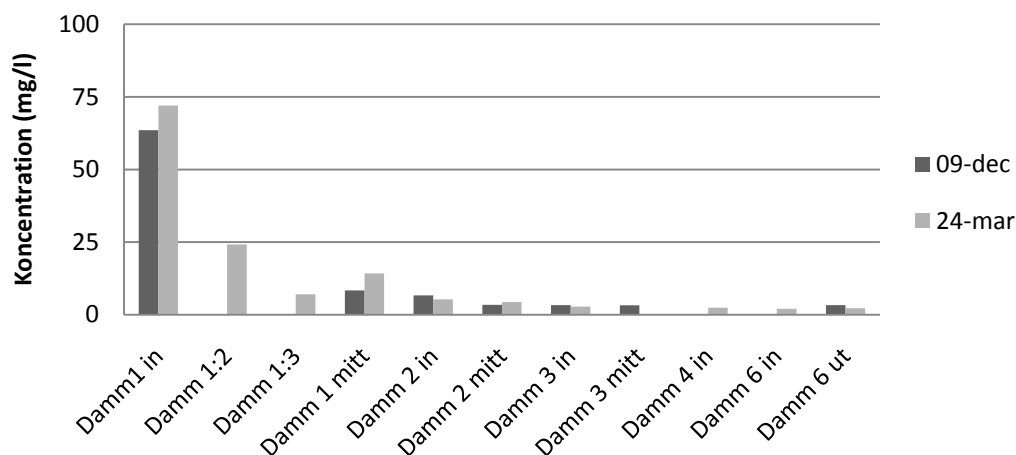


Figur 8. Illustration över processer som påverkar massbalansen av fosfor i vattenreningskärret.

Enligt resultaten från decembers provtagning minskade ammoniumkoncentrationen med 89 % mellan damm 1:s och damm 2:s inlopp och den totala ammoniumreduktionen mellan vattenreningskärrets inlopp och utlopp uppgick till 94 %. Analysen av provtagningen gjord i mars på samma ställen, visar en ammoniumreduktion på 93 % respektive 97 %.

Figur 9 nedan åskådliggör de detekterade ammoniumkoncentrationerna i Bergums vattenreningskärr. De mörkgrå staplarna visar koncentrationerna från provtagningen i december medan de ljusare staplarna demonstrerar resultaten från mars månads provtagning. I de mätpunkter där endast en stapel är redovisat har endast en analys gjorts. Det är således inte tecken på frånvaro av ammonium, endast frånvaro av analysresultat.

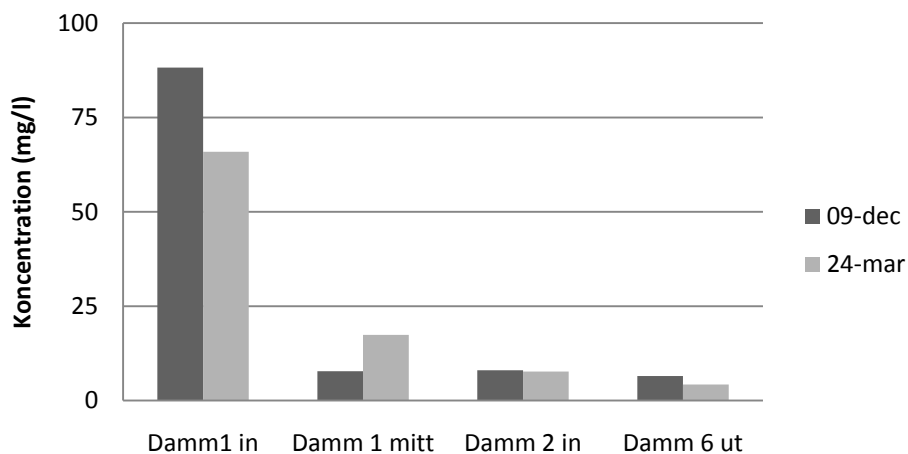
Ammonium



Figur 9. Ammoniumkoncentrationer i 11 mätpunkter, Bergums vattenreningskärr.

Koncentrationerna av totalkväve minskade med 91 % inom den första dammen samt en totalreduktion på 92 % enligt resultatet från provtagningen i december. För provtagningen i mars blev motsvarande reduktioner 74 % respektive 94 %. Figur 10 nedan visar koncentrationerna av totalkväve, vilka är analyserade i fyra mätpunkter.

Totalkväve



Figur 10. Totala kvävekoncentrationer genom Bergums vattenreningskärr.

De mekanismer i vattenreningskärret som har möjlighet att utföra den påvisade koncentrationsminskningen i Bergums vattenreningskärr är:

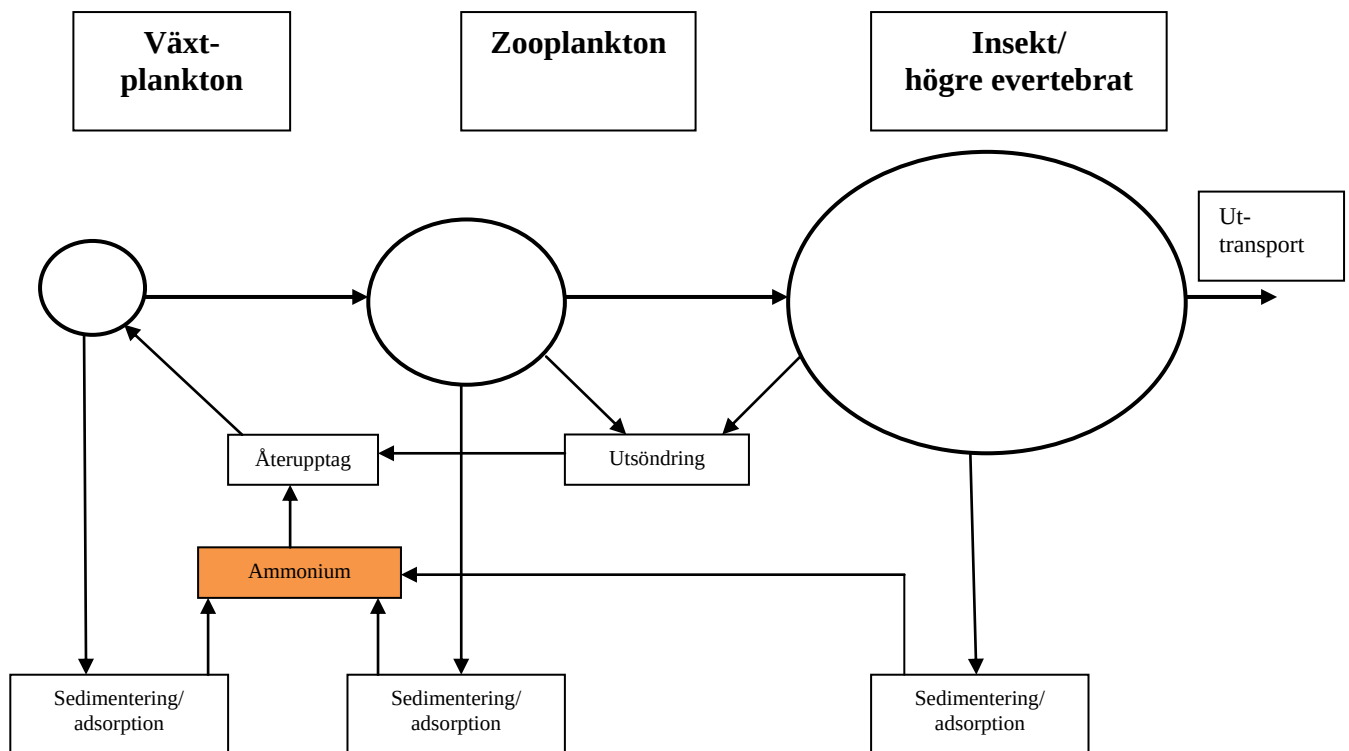
- Assimilation av biomassa
- Nitrifikation
- Denitrifikation
- Lagring i sediment
- Omvandling till ammoniakgas
- Strippning
- Jonbyte
- Spädning
- Kombinationer av processer.

Vissa av dessa mekanismer utförs av mikroorganismer. Dessa härstammar från spillvattnet, luften, jorden eller från omgivningen (Henze, o.a. 2002). Inga kvävereducerande organismer är externt tillsatta i vattenreningskärret.

Nedan redovisas teorierna bakom de uppräknade mekanismerna som har möjlighet att utföra den påvisade kvävereduktionen i Bergums vattenreningskärr:

6.1.1 Assimilation av biomassa

Tanken med vattenreningskärr är att den huvudsakliga kvävereduktionen ska utföras via ämnestransport i näringskedjor, se Figur 11.



Figur 11. Schematisk bild över kväves kretslopp i en näringskedja.

Växtplankton startar ämnesvandringen i en näringskedja via direkt upptag av ämnen från vattnet. Dessa tar upp kväve i form av ammonium och nitrat (Tonderski, o.a. 2002). De föredrar dock ammonium och eftersom det finns närvarande i stora mängder kommer inte nitratkoncentrationerna att upptas (Larsdotter, *Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate*, doctoral Thesis in Biotechnology 2006). Även högre gröna växter har förmåga att binda in kväve i sin biomassa men dessa ska endast finnas i sparsamma mängder i ett vattenreningskärr. Detta eftersom deras skuggande effekt reducerar produktionen av växtplankton. Organismerna binder in kvävet i biomassan i aminosyror och proteiner.

Mängden växtplankton i vattnet är avgörande för storleken på kväveassimilationen. Tillväxten är beroende av kväve-, fosfor- och kolhalter i vattnet, temperatur och ljustillgång (Larsdotter, *Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate*, doctoral Thesis in Biotechnology 2006, Pehrsson, Sammanfattning av resultat från Bergums vattenreningskärr 2002). Ämneskoncentrationerna vattenreningskärrets tillrinnande vatten beror inte nämnvärt av årstiden. Däremot påverkar årstiderna vattenreningskärrets temperatur och ljustillgång. Generellt sett trivs alger bäst i temperaturer mellan 15-25°C (Larsdotter, *Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate*, doctoral Thesis in Biotechnology 2006). Under vintern råder både låga temperaturer samt begränsad ljustillgång och det medför att mängden växtplankton i Bergums vattenreningskärr varierar säsongsvist med höga koncentrationer sommartid och små vintertid, vilket är utförligare beskrivet i kapitel 5 ovan.

Det kväve som tas upp av alger och bakterier lagras i biomassan, de utsöndrar inget. Efter assimilation i växtplankton har kvävet två alternativa öden i kärret. Det kan:

1. Sedimentera
2. Föras vidare i näringskedjor

Sedimentation innebär att växtplankton sjunker till botten där den därefter bryts ner av mikroorganismer. Dessa använder en del av det kväve som var bundet i biomassan för egen del, medan överskottet släpps tillbaka i vattnet i form av ammonium (Tonderski, o.a. 2002). Processen då organiskt bundet kväve frigörs som ammonium kallas mineralisering. Efter mineraliseringen blir ammoniumet på nytt tillgängligt för assimilation av växtplankton.

För kvävet istället vidare i näringskedjor innebär det att växtplanktonet i sin tur har blivit uppäten av zooplankton, se Figur 11. Inuti ett zooplankton har kvävet nu tre olika alternativa öden:

1. Utsöndring
2. Sedimentering
3. Föras vidare i näringskedjan

Det kväve som utsöndras är återigen lättillgängligt för växtplankton och kan börja om färdan i näringskedjor (Anderssen och Hessen 1991).

Mängden kväve som zooplankton lagrar i kroppen varierar på faktorer som art, storlek och fosformängd i assimilerat växtplankton (Anderssen och Hessen 1991, van Donk och Hessen 1993). Om det upptagna växtplanktonet är tillväxtbegränsat på grund av låg fosforkoncentration, kommer den att kunna passera i princip opåverkad genom zooplanktonen, och således utsöndras intakt. Om växtplanktonet däremot har högt

fosforinnehåll kommer den lättare att brytas ner inuti zooplanktonet. Vissa arter av växtplankton innehåller för zooplankton toxiska ämnen vilket gör att de inte tas upp (van Donk och Hessen 1993).

C:N:P-förhållandet i zooplankton är relativt artspecifikt (Anderssen och Hessen 1991). Det varierar således mer mellan arter än inom artgrupper. Detta får konsekvenser i vattenreningskärret eftersom arterna zooplankton varierar. Under tider då artsammansättningen består av zooplankton med relativt högt kväveinnehåll, kommer således större kvävekoncentrationer att kunna tas upp. Dock bör antalet zooplanktonindivider spela större roll för det totala kväveupptaget. Finns det få zooplankton närvarande i vattenreningskärret kommer endast en liten del av växtplanktonpopulationerna att assimileras vilket begränsar denna reningsmekanismens betydelse.

Sedimenterar zooplanktonen bryts den ner och kvävet kan antingen återigen frigöras till vattenfasen som ammonium eller bäddas in i sedimentet (Tonderski, o.a. 2002).

Om kvävet istället förs vidare i näringskedjan har zooplanktonen i sin tur blivit uppäten. För att kvävekoncentrationerna ska reduceras via transport i näringskedjor krävs att kvävet inkorporeras i en organism som har förmåga att lämna vattenreningskärret. För att denna kvävereducering ska vara bestående är det av vikt att den lämnande organismen inte utsöndrar kväve i vatten samt att den dör på land, i annat fall blir ämnestransporten endast temporär.

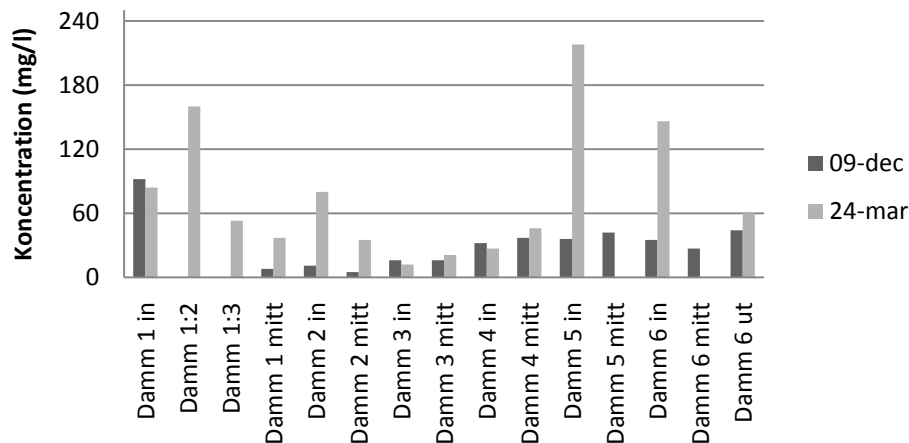
Genomförda beräkningar till grund för sannolikhetsbedömning

Den största reduktionen av kvävekoncentrationen i Bergums vattenreningskärr sker inom första halvan av damm 1. Inkommande spillvatten i december innehöll 63,5 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ medan koncentrationen minskat till 8,35 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ när vattnet flutit halva dammens längd, vilket innebär en reduktion på 55,15 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$.

Förutsatt att assimilation i biomassa är den enda reningsmekanismen, skulle således 55 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ tas upp i den första dammen. Upptag av 1 g kväve ger upphov till omkring 14 g biomassa (Gillberg, o.a. 2003) Det betyder en växtplanktonproduktion på sammanlagt 770 mg/l.

Halterna av suspenderat material (SS) som är redovisade i Figur 12 består av alla partiklar i vattnet som är större än 1,2 μm , storleken på filterpapprets porstorlek. Således fastnar alger och de flesta bakterier, men även andra partiklar, och därför kan koncentrationen suspenderat material inte direkt användas som ett mått på mängden biomassa i vattnet.

Suspenderat material



Figur 12. Förändringar i koncentrationen av suspenderat material genom Bergums vattenreningskärr.

Det går däremot att dra slutsatsen att mängden friflytande växtplankton inte överstiger SS-koncentrationerna. Den högsta uppmätta SS-halten i decembers analys uppgår till 92 mg/l, vilket är betydligt mindre än den beräknade produktionen av alger (770 mg/l). Dessutom minskar SS-koncentrationerna inom den första dammen. Skulle biomassakoncentrationerna öka borde det istället ge utslag i ökande SS-koncentrationer.

Det kan dock tänkas att det kväve som tagits upp av växtplankton har vandrat vidare i näringskedjan. Bottenlevande zooplankton ingår inte i koncentrationerna av SS, eftersom provet är taget i vattenfasen. Kväve kan dessutom ha vandrat ytterligare ett steg i näringskedjan. Möjligheterna för organismer att lämna kärret var dock begränsade under december eftersom det låg en ishinna över hela kärret.

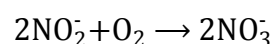
6.1.2 Nitrifikation

Nitrifikation är en aerob reaktion, vilket innebär att processen kräver syre för att fungera. Reaktionen innebär att ammonium (NH_4^+) omvandlas till nitrit (NO_2^-) och sedan direkt till nitrat (NO_3^-) och kan utföras av både autotrofa och heterotrofa mikroorganismer. Skillnaden mellan dessa är att autotrofa mikroorganismer kan använda oorganiskt kol som kolkälla medan heterotrofa mikroorganismer använder organiska kolkällor. I de flesta jordar dominerar dock den autotrofa nitrifieringen (Paul 2007).

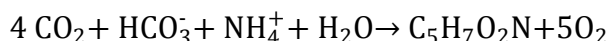
Omvandlingen av ammonium till nitrit med hjälp av autotrofa mikroorganismer sker enligt oxidationsreaktionen nedan (Henze, o.a. 2002):



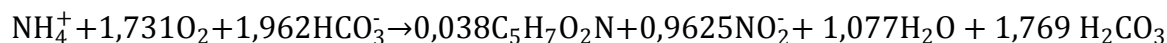
Nitritet omvandlas därefter direkt till nitrat med hjälp av en annan grupp mikroorganismer (Henze, o.a. 2002). Processen sker enligt följande reaktion:



En del av ammoniumkvävet binds dessutom in i mikroorganismernas cellvävnad, vilka antas ha den allmänna molekylformen $C_5H_7NO_2$. Processen då biomassa syntetiseras beskrivs:



Nitrifikationsprocessen i sin helhet kan beskrivas (Crites och Tchobanoglous 1998):



Processen är alltså totalt sett syreförbrukande och sänker vattnets alkalinitet. För varje mg ammonium som förbrukas bildas 0,31 mg nya celler. (Crites och Tchobanoglous 1998).

Nitrifikationen medför ingen kvävereduktion men omvandlingen från ammonium till nitrat är ett viktigt steg. Nitrat förbrukas i denitrifikationsprocessen, vilken medför en kvävereduktion. Denna process är utförligare beskriven i avsnittet nedan.

Det finns flera omgivande faktorer som påverkar nitrifikationsprocessens effektivitet. Viktigast är substratkoncentration, temperatur, syrehalt, pH (8-9 bäst) samt närvaro av giftiga ämnen (Henze, o.a. 2002).

Nitrifikationen är genomförbar ner till temperaturen 4°C men är då väldigt långsam (Gillberg, o.a. 2003). Bäst fungerar processen inom temperaturintervallet 25-35°C. Vid högre temperaturer än så inhiberas nitrifikationen drastiskt.

Syrehalten är också av betydelse, eftersom nitrifikationsprocessen förbrukar syremolekyler. Processen inhiberas således vid för låga syrekoncentrationer (Henze, o.a. 2002). Syrehalten ska helst vara högre än 2 mg O_2/l för att nitrifikationen ska gynnas (K. Jönsson 2007). Vid syrekoncentrationer under 1 mg O_2/l avtar nitrifikationen (Crites och Tchobanoglous 1998).

Optimalt pH för nitrifikation är 8-9 men processen fungerar även för pH mellan 6-10 (Manahan 1994).

Toxiska ämnen för nitrifierande organismer kan vara av olika slag och känsligheten mot dessa varierar beroende på vilka slags nitrifierande mikroorganismer som är närvarande. Höga metallhalter är ett exempel på ämnen med inhiberande effekter (Henze, o.a. 2002).

Nitrifikationen minskar alkaliniteten i vattnet eftersom bikarbonatjoner förbrukas. Blir denna reduktion för stor kommer det att resultera i en reduktion av pH eftersom alkaliniteten är ett mått på systemets buffertkapacitet.

För höga ammoniumhalter reducerar också nitrifikationen eftersom sådana koncentrationer är giftiga.

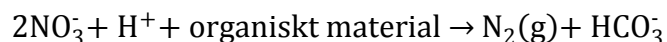
6.1.3 Denitrifikation

Denitrifikation är, till skillnad mot nitrifikation, en anoxisk process (Crites och Tchobanoglous 1998). Anoxisk innebär att syre finns tillgängligt i form av nitrat (NO_3) men inte i form av syrgas (O_2). Denna betingelse krävs eftersom flesta organismer som utför denitrifikationen är fakultativa, vilket innebär att de kan använda både syre och nitrat som oxidationsmedel. Om syre är närvarande används det i första hand, vilket då inhiberar

nitratreduktionen. Processen kräver även tillgång till nedbrytbart organiskt material och gynnas av temperaturer högre än 5°C.

Denitrifikationen omvandlar nitrat till kvävgas men även andra kväveformer bildas, såsom kväveoxider (NO_x) (Henze, o.a. 2002). De senare är växthusgaser och fungerar uppvärmande på klimatet. I normala fall bildas ytterst lite av kväveoxider, men denna mängd kan ökas om det finns för lite av organiskt material eller av näringsämnen viktiga för processens genomförande.

Den kvävgas (N₂) som bildas i processen lämnar automatiskt vattnet och lyfter till atmosfären. Reaktionen kan beskrivas enligt (Gillberg, o.a. 2003):



Förutom syrehalt och tillgång till kolkälla är även nitratkoncentration, pH och temperatur viktiga omgivande faktorer som påverkar denitrifikationens effektivitet. Temperaturkänsligheten är densamma som hos nitrifierande organismer, processhastigheten avtar drastiskt vid temperaturer under 4°C (Gillberg, o.a. 2003). Följande uttryck kan användas för att uppskatta temperaturens inflytande över denitrifikationsprocessen:

$$P = 0,25 \times T^2$$

där P = procent av denitrifikationshastigheten vid 20°C

T = aktuell temperatur (°C)

(Crites och Tchobanoglous 1998)

Vid 2°C är uppgår således processens hastighet endast till 1 % av hastigheten vid 20°C.

Optimalt pH-intervall är 7-9. Vid lägre pH gynnas bildande av kväveoxider istället för kvävgas (Henze, o.a. 2002). Det finns en möjlighet för denitrifikation att fortgå även i aeroba vatten. Anoxiska förhållanden kan råda en bit ner i sedimentet, samt i luftfickor i de övre delarna (Tonderski, o.a. 2002). Denitrifikationen motverkar nitrifikationens pH-sänkande förmåga eftersom processen förbrukar vätejoner, H⁺.

6.1.4 Lagring i sediment

En del av det kväve som når botten kommer att bäddas in i sedimentlagren. Kväve i formen nitrat är mycket lösligt i vatten och läcker lätt ut från jordar, vilket förhindrar möjligheten för större mängder nitrat att bindas in i bottensedimentet (O'Neill 1993). Den största delen av det sedimenterade partikelbundna kvävet kommer att frigöras och återföras till vattnet i kärret, endast en liten del binds in i sedimentet för en längre tid (Tonderski, o.a. 2002). Som redovisats tidigare, se Tabell 13, innehåller sedimentet kväve, främst i organisk form men även som ammonium. Ammonium kan även adsorberas till sedimentet via katjonbyte, en mekanism beskriven nedan.

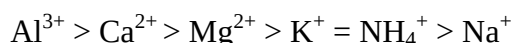
6.1.5 Adsorption/katjonbyte

Ammonium är en positivt laddad jon (katjon) som kan adsorberas till negativt laddade jordmaterial, exempelvis humus, lerytor, jordpartiklar och döda växtdelar och andra organiska

material (Paul 2007). De flesta partiklar i avloppsvatten är negativt laddade och attraherar således positivt laddade ämnen, såsom katjoner (Henze, o.a. 2002).

Vissa katjoner adsorberas hårdare till ytorna än andra. Inbindningens styrka beror generellt på storleken på den positiva laddningen i kombination med storleken på molekylens radie (Brady och Weil 2002). Små, högt laddade partiklar binds således hårdare än större molekyler med lägre laddningstal.

Styrkan hos några vanligt förekommande joner redovisas nedan. Jonen med den starkaste bindningskapaciteten är längst till vänster och sedan används en fallande skala:



För att denna reningsprocess ska ha ett bestående reduceringsresultat krävs att sedimentlagret växer kontinuerligt. I annat fall kommer det inbundna ammoniumet riskera att frisläppas, antingen genom att bottenbetande djur äter upp det och utsöndrar det eller via katjonutbyte. Adsorptionen blir således temporär, vilket endast fördröjer kvävetransporten (Ethnier och Guterstam 1997). Nitrat är mer lösligt än ammonium och dessutom negativt laddat, vilket gör att kväve i denna form inte adsorberas.

Tilläggas bör att adsorptionsprocessen är pH-beroende. Sedimentets- och partiklars förmåga att adsorbera katjoner ökar med ökande pH. Genom att studera ytornas isoelektriska punkter kan slutsatser dras om deras nettoladdningar (Henze, o.a. 2002). Den isoelektriska punkten beskriver det pH då ytan är neutral. Hos organiska partiklar som återfinns i avloppsvatten ligger denna punkt normalt inom pH-intervallet 3-5. De är således negativt laddade vid högre pH. Vattnet i Bergums vattenreningskärr hade vid båda mättillfällena pH-värden högre än 6, vilket innebär att de flesta organiska ytor i vattenreningskärret är negativt laddade. De positiva jonerna i vattnet kommer således att attraheras till ytorna.

6.1.6 Ombildning till ammoniak

Koncentrationerna av ammonium, NH_4^+ och ammoniak NH_3 beror på jämviktsreaktionen nedan (Crites och Tchobanoglous 1998).



Reaktionen förskjuts åt höger vid pH högre än 9,3. Vid lägre pH dominerar ammonium.

6.1.7 Stripping

Ammoniak är en gas och kan avlägsnas från vattnet via stripping. Det innebär att luftbubblor i vattnet lyfter upp ammoniakgasen till ytan där den avgår till luften (Baird 1995). Stripping förutsätter således riklig lufttillförsel, god omblandning, högt pH samt närvaro av ammoniak.

6.1.8 Spädning

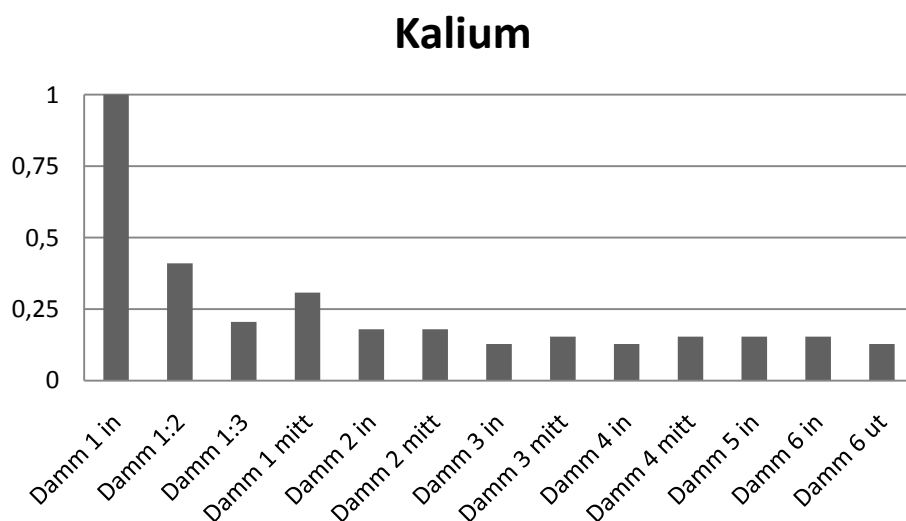
Kvävehalterna i dammarna kan minska på grund av spädning. Detta är ingen reningsmetod i egentlig mening, eftersom totalmassan av ämnena som når vattendraget inte reduceras.

Som tidigare redogjorts i kapitel 3 utgörs vattnet i Bergums vattenreningskärr inte enbart av spillvatten, utan även av grundvatten och vatten från nederbörd. Tillskottet av grundvatten leds in till kärret via mitten av den första dammen (Pehrsson, Bergums vattenreningskärr; utvärdering av en 5-års period 2001). Topografins utseende kring vattenreningskärret stöder teorin om att den första dammen får ta emot det extra vattentillskottet från omgivningen.

Tidigare vattenflödesmätningar har visat att utflödet efter regn ökar med 150 % jämfört med inflödet (Pehrsson, Sammanfattning av resultat från Bergums vattenreningskärr 2002). Storleken på utflödet varierar på grund av nederbördsmängder och förhållandena i omgivande marker. Torr jord har förmåga att hålla kvar vatten, det är först när jordens mättnadshalt nåtts som tillrinningen blir betydande. Jordens mättnadshalt beror i sin tur på ingående kornstorlekar, vilka har olika förmåga att hålla vatten, dräneringen går fortare ju större kornen är (Fetter 2001). Detta gör att det kan uppstå en viss fördröjning innan vattenreningskärret får tillrinning från omgivningen vid nederbörd, samt att nederbörd som föll tidigare kan påverka. Tillrinnande grundvatten kan dessutom också innehålla ämnen av intresse. Exempelvis är nitrathalterna ofta höga i grundvatten som passerat gödslad mark. Dessa koncentrationer måste därför också tas med i spädningsberäkningarna.

Kaliumhalterna i Bergums vattenreningskärr uppmättes efter provtagningen i mars, för att erhålla ett ungefärligt mått på spädningens påverkan. Kalium är ett relativt oreaktivt ämne, vilket gör att det till största delen kommer att passera i stort sett opåverkat genom dammarna. En liten del tas upp av biomassa i vattenreningskärret, men denna del är troligen försumbar.

Kalium finns även i små mängder i nederbörden och i grundvattnet, se kapitel 3,7 ovan. Figur 13 åskådliggör kaliumreduktionen i olika mätpunkter, relativt inloppskoncentrationen.



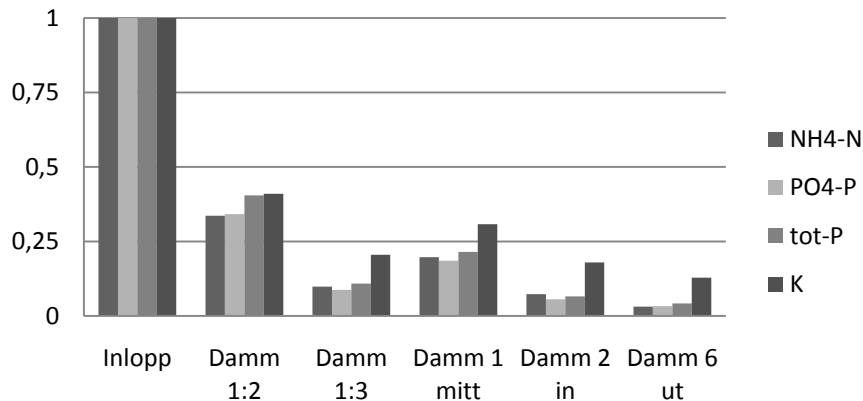
Figur 13. Relativa kaliumkoncentrationer i förhållande till inloppskoncentrationen, Bergums vattenreningskärr, 2009-03-24.

Enligt figuren minskar kaliumhalten med över 75 % inom den första dammen, för att därefter ligga på en förhållandevis stabil koncentrationsnivå.

Genomförda beräkningar till grund för spädningsuppskattning

Genom att relatera ett ämnes uppmätta koncentration i en specifik mätpunkt till ämnets inloppskoncentration, kan ett reduktionsförhållande erhållas, se Figur 14.

Reduktioner



Figur 14. Fyra ämnens reduktioner i Bergums vattenreningskärr, i förhållande till respektive ämnes inloppskoncentration.

I händelse att spädning är enda mekanismen bör reduktionsförhållandena för ämnena överensstämma i mätpunkterna. Detta ska dock inte tolkas precist, eftersom tillrinnande vatten kan innehålla koncentrationerna i olika utsträckning.

Antaget att kaliumreduktionen endast tillskrivs spädning kan storleken på grundvattentillströmningen samt teoretiska spädningsreduktioner avseende övriga ämnen beräknas. Om de framräknade värdena ligger nära de uppmätta kan spädning anses ha betydande påverkan i vattenreningskärret. Dessa beräkningar återfinns i appendix 1. Resultaten tyder på ett grundvattentillflöde på drygt 30 m³/dygn och de detekterade ämnesreduktionerna stämmer relativt väl överens med de teoretiskt framräknade. Största avvikelsen uppvisar ammonium i början av den första dammen.

6.1.9 Kombinationer av processer

Nitrifikationen innebär att ammoniumjoner omvandlas till nitratjoner. Ammoniumkoncentrationen bör således minska samtidigt som nitratkoncentrationen ökar, om nitrifikation sker. Detta kan dock maskeras ifall att denitrifikation också äger rum, eftersom denna process förbrukar nitratjoner. Gödslas omgivande mark och tillrinning av vatten som passerat denna mark sker, kommer vattenreningskärret att få ett externt tillskott av nitratjoner även utan nitrifikation.

Katjonbytesförmågan (CEC) i sedimentet påverkas av pH, som i sin tur kan påverkas av nitrifikation och denitrifikation (Paul 2007).

6.2 Fosforrening

Även fosfor förekommer i olika former i avloppsvatten. Totala mängden fosfor i avloppsvatten bestäms genom addition av de olika fraktionernas mängd (Henze, o.a. 2002):

$$P_{\text{Tot}} = P_{\text{PO4}} + P_{\text{P,P}} + P_{\text{org-P}} + P_{\text{S,org-P}}$$

där

P_{PO4} = löst oorganiskt ortofosfat

$P_{\text{P,P}}$ = löst, oorganiskt polyfosfat

$P_{\text{org-P}}$ = löst organiskt fosfor

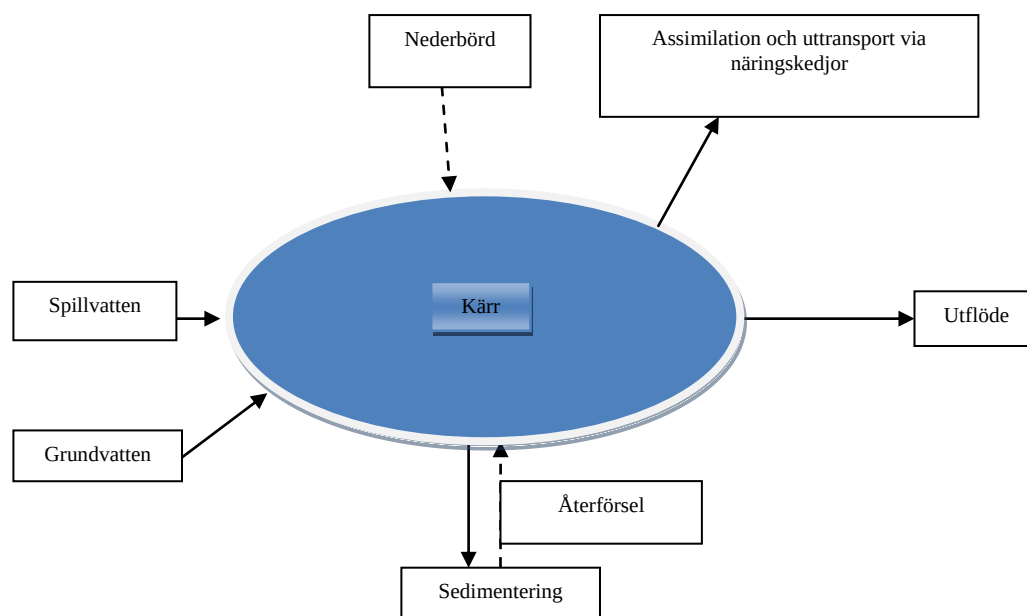
$P_{\text{S,org-P}}$ = suspenderat organiskt fosfor

I denna rapport är fosfatfraktionerna samt totala mängden fosfor analyserade.

Till skillnad från kväve finns ingen mekanism i vattenreningskärret som kan omvandla fosfor till gasform, likt denitrifikation och stripping. Fosfor kan således inte reduceras genom att avgå till luften. Ytterligare en skillnad är att det inte sker fosfatfastläggning i form av jonbyte i sedimentytan. Detta på grund av att fosfatmolekylen är negativt laddad. Dessutom har molekylen en relativt stor radie vilket kraftigt reducerar dess inbindningsförmåga till positivt laddade partiklar. Den blir lätt utbytt mot en mindre molekyl med samma eller större negativa laddning

Fosforföreningar komplexbinder sig i större utsträckning än kväve, vilket gör att tillgängligheten avseende fosfor för organismer i vattenreningskärret ofta är mindre än tillgängligheten av kväve (Tonderski, o.a. 2002). Tillgängligheten beror dock även på inflödande koncentrationer av ämnena samt i vilken form de förekommer.

Massbalansen av fosfor i Bergums vattenreningskärr är illustrerad i Figur 15 nedan, där systemgränserna omringar kärrets vattenvolym.

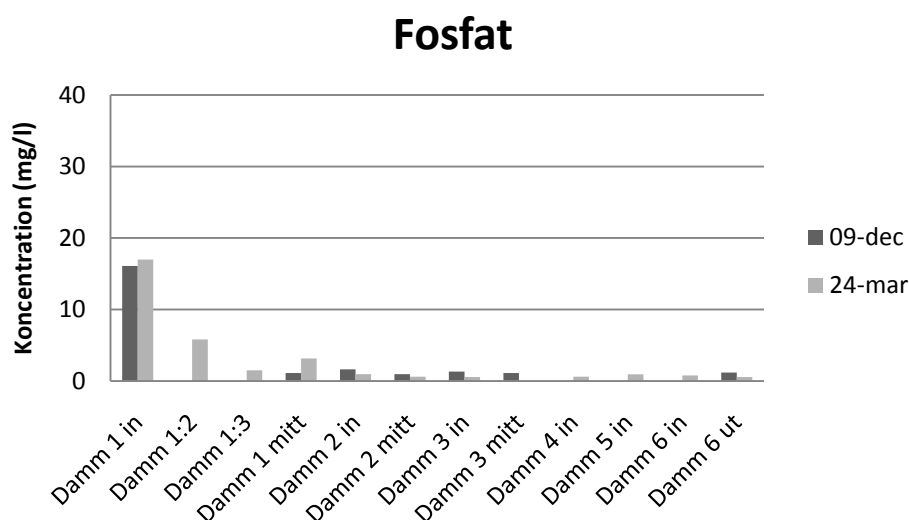


Figur 15. Illustration över processer som påverkar massbalansen av fosfor i vattenreningskärret.

Nederbörd innehåller inte fosfor men tas med ändå eftersom den påverkar koncentrationerna genom spädning av systemet. Regnar det mycket under en period kommer kärret att påverkas

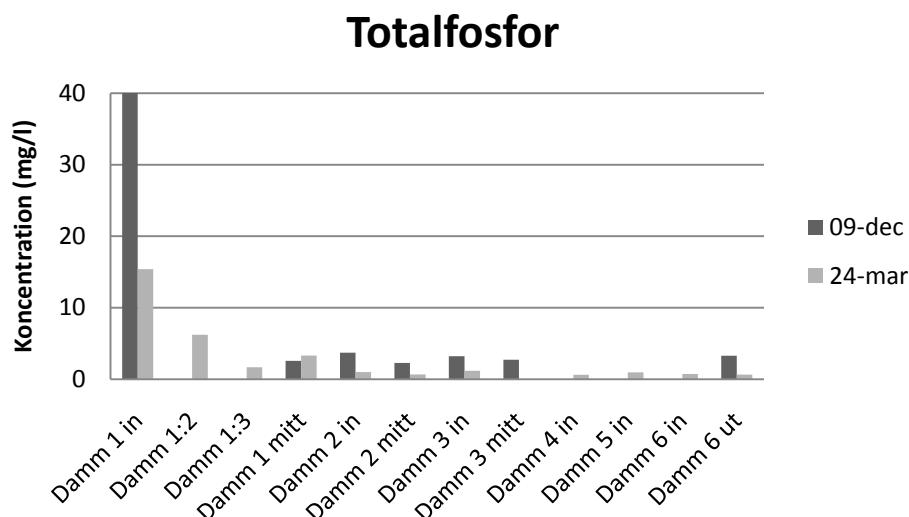
av en spädningsfaktor som kan vara betydande. Sommartid kan evaporationen överstiga nederbörds mängden vilket istället medför en koncentration av ämnena i vattenreningskärret.

Enligt resultaten från decembers provtagning minskade fosfatkoncentrationen med 90 % mellan damm 1:s och damm 2:s inlopp och den totala fosfatreduktionen sett från vattenreningskärrets inlopp till dess utlopp uppgick till 92 %. Analysen av provtagningen gjord i mars på samma ställen, visar en fosfatreduktion på 94 % respektive 97 %. Figur 16 nedan åskådliggör de erhållna fosfatkoncentrationerna i Bergums vattenreningskärr. De mörkgrå staplarna visar koncentrationerna från provtagningen i december medan de ljusare staplarna demonstrerar resultaten från mars månads provtagning. I de mätpunkter där endast en stapel är redovisad har endast en analys gjorts. Det är således inte tecken på frånvaro av fosfat, endast frånvaro av analysresultat.



Figur 16. Fosfatkoncentrationer i 12 mätpunkter, Bergums vattenreningskärr.

Masshalterna av totalfosfor minskade med 91 % inom den första dammen samt med 92 % sett från vattenreningskärrets inlopp till dess utlopp, enligt resultatet från provtagningen i december. För provtagningen i mars blev motsvarande reduktioner 93 % respektive 96 %. Figur 17 nedan visar koncentrationerna av totala mängden fosfor.



Figur 17. Detekterade koncentrationer av tot-P, Bergums vattenreningskärr.

De mekanismer som har förmåga att utföra den detekterade fosforreduktionen i Bergums vattenreningskärr är:

- Assimilation i biomassa
- Lagring i sediment
- Komplexbindning/adsorption till laddade ytor/utfällning
- Spädning

Nedan redovisas teorin bakom de uppräknade mekanismerna:

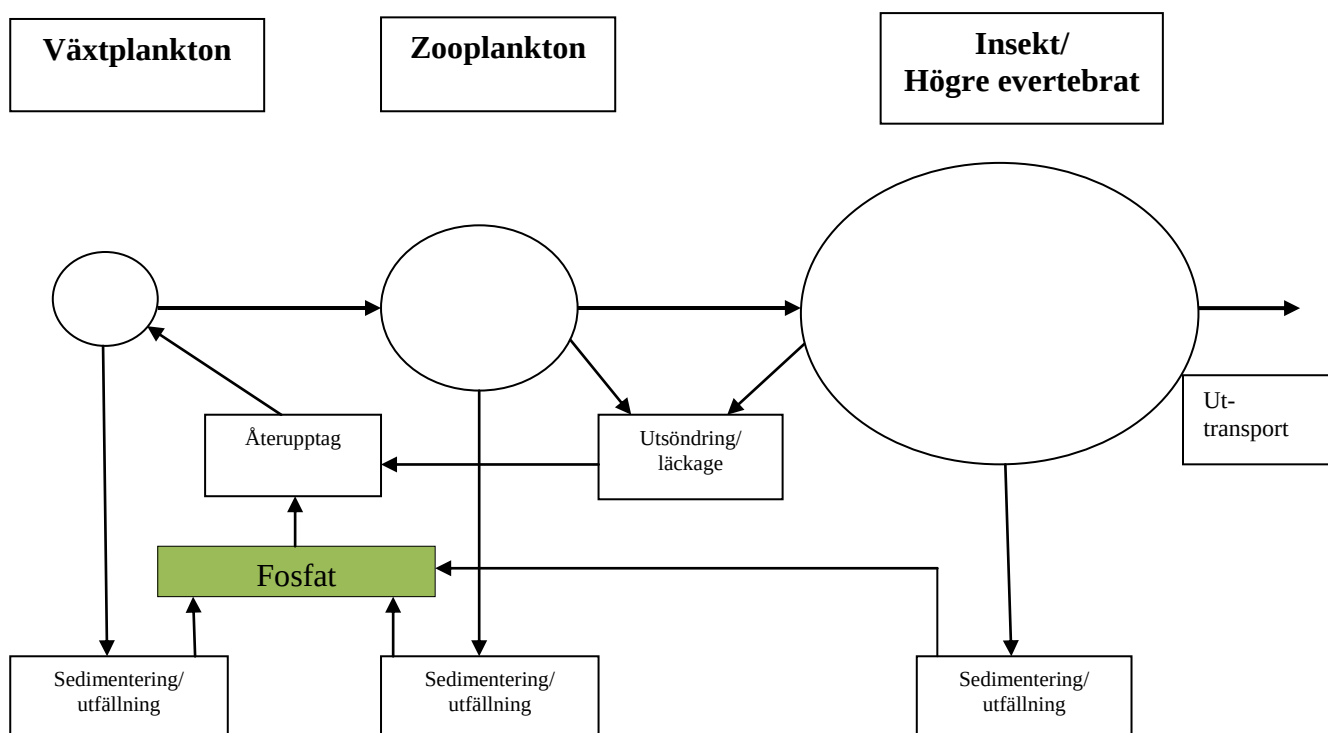
6.2.1 Assimilation i biomassa

Växtplankton och högre gröna växter tar upp fosfor i formen fosfat vilket främst används för produktion av fosfolipider, ATP och nukleinsyror i biomassan (Tonderski, o.a. 2002). Dessa organismer är oförmögna att ta upp organiskt bundet fosfor, men det finns en grupp enzymer som kan omvandla organiskt bundet fosfor till oorganisk form, och således göra fosfor tillgängligt upptag i biomassa. Liksom kväve behåller växtplankton all fosfor den tar upp.

Fosfors vandring i näringskedjor liknar kväves, beskrivet ovan. Dock skiljer sig storleken på upptagen åt, eftersom ämnena används till olika funktioner i biomassorna och behövs i olika mängder. Generellt innehåller en alg 7 mol kväve per mol fosfor (Gillberg, o.a. 2003).

Zooplanktons förmåga att ta upp fosfor varierar mellan olika arter och variationerna är större avseende fosfor än för kväve (R.W. Sterner 1992). Exempelvis har *Daphnia* ett relativt högt fosforinnehåll. Zooplankton har, som tidigare beskrivet, större förmåga att tillgodogöra sig fosfor från växtplankton med hög fosforkoncentration än från dem med låg.

Assimilationsförmågan är som tidigare konstaterats ljusberoende, vilket leder till ett reducerat upptag vintertid, då dygnets ljustimmar är färre än under sommaren. Detta har man försökt komma till rätta med genom att anlägga ljusramper i den första dammen i Bergums vattenreningskärr. Figur 18 nedan redogör för en fosfatmolekyls vägar i en näringskedja då den blivit assimilerad i ett växtplankton i ett vattenreningskärr.



Figur 18. Schematisk bild över fosfors kretslopp i vattenreningskärret.

Genomförda beräkningar till grund för sannolikhetsbedömning

Uptag av 1 g fosfor motsvarar bildandet av 100 g sekundärt syreförbrukande organiskt material (Gillberg, o.a. 2003). Växtplankton kan ta upp fosfor i formen fosfat (Tonderski, o.a. 2002). Första halvan av damm 1 i Bergums vattenreningskärret reducerar 15 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ vilket per dygn motsvarar en biomassaproduktion på 1500 mg/l, förutsatt att all reduktion sker på grund av upptag. Denna siffra kan jämföras med halterna suspenderat material, som aldrig översteg 200 mg/l.

6.2.2 Lagring i sediment

Sedimentation av organismer, exkrement och andra fosforinnehållande ämnen i vattnet gör att fosfor lagras i kärribotten, främst via inbindning till mineralkomplex, se nedan (Tonderski, o.a. 2002). Inlagringen i sediment är möjlig i större utsträckning för fosfor än för kväve. Dock finns även risk för att fosfor frigörs från sedimentet om vattnets pH och syrehalt ändras. I dessa fall fungerar sedimentet som fosforkälla istället för fosforfälla.

Analyserna av koncentrationerna av fosfor visar att både organisk och oorganisk fosfor finns närvarande i sedimentet. En tidigare studie på fosforhalten i sedimentet visar på samma sak

(Lycke 1997). Enligt denna studie återfinns de största halterna i det övre lagret medan de är mindre längre ner i lerbotten.

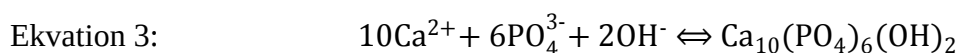
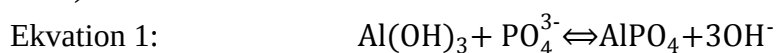
6.2.3 Komplexbindning/adsorption till laddade ytor

Fosfat (PO_4^{3-}) är en negativt laddad molekyl och binds därför inte till negativt laddade ytor som ammonium, beskrivet ovan.

Fosfor i form av fosfat kan däremot lätt bindas till vattenburna eller sedimenterade mineralkomplex, humusämnen och andra organiska sammansättningar med positiv laddning (Paul 2007). Bindningsförmågan påverkas av närvaro av komplexbindande substanser och av förekomst av andra ämnen som konkurrerar om inbindningssiterna. Fosfor som bundits till mineralkomplex och sedimenterat kan lagras under lång tid (Tonderski, o.a. 2002). Även vattnets pH och syrehalt påverkar inbindningsstyrkan. Ändras dessa finns risk att inbundet fosfor istället frigörs och återgår till vattenreningskärrets vatten.

Fosfor kan fällas ut med metalljonerna Ca^{2+} , Fe^{2+} och Al^{3+} och på så vis bilda metallfosfater, vilket utnyttjas på reningsverk (Paul 2007). Kalciumfosfat är den i naturen vanligast förekommande metalljonen av de tre. Dessa metalljoner binder främst in fosfor i form av fosfat, organiskt fosfor binds inte lika lätt (Eiseltová 1994). Partiklar innehållande organiskt fosfor kan dock bilda flockar med aluminium och därefter sedimentera, i det fall att aluminiumjonkoncentrationen i vattnet är hög, mer än 5 mg Al^{3+} /l.

Jämviktsreaktionerna med de ovan nämnda metalljonerna sker enligt följande (Eiseltová 1994):



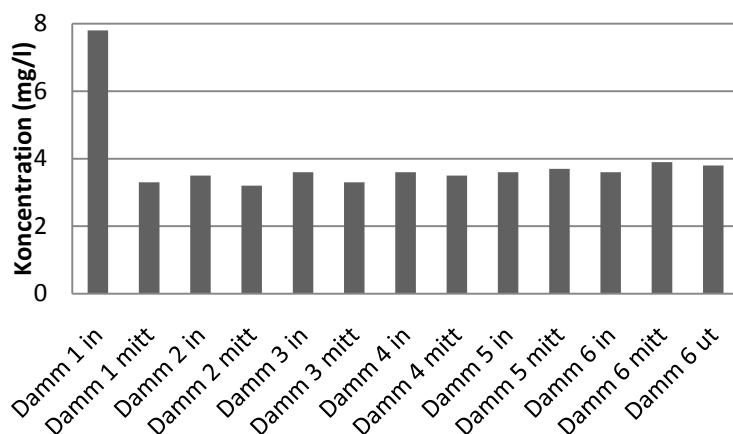
Utfällningen med kalcium, det vill säga högerledet i ekvation 3 ovan, gynnas av högt pH, hög temperatur samt höga kalcium- och fosfatkoncentrationer. För att fosfat ska kunna fällas ut med hjälp av kalcium vid neutralt pH måste kalciumhalten vara minst 100 mg/l och fosforhalten minst 50 g/l (Carlsson, o.a. 1997).

Utfällning med trivalent järn, se ekvation 2 ovan, gynnas av pH mellan 4-8 (Gillberg, o.a. 2003). Fosfatutfällning med aluminium gynnas inom pH-intervallet 5-8,5.

Genomförda beräkningar till grund för sannolikhetsbedömning

Enligt analyserna på laboratoriet minskar kalciumhalten i vattenreningskärret vilket åskådliggörs i Figur 19. Reduktionen är kraftigast i första dammen för att sedan hålla sig på en relativt konstant nivå genom resten av dammarna. Den högsta kalciumkoncentrationen detekterades i inloppsvattnet och uppgick till 7,6 mg Ca/l.

Kalcium

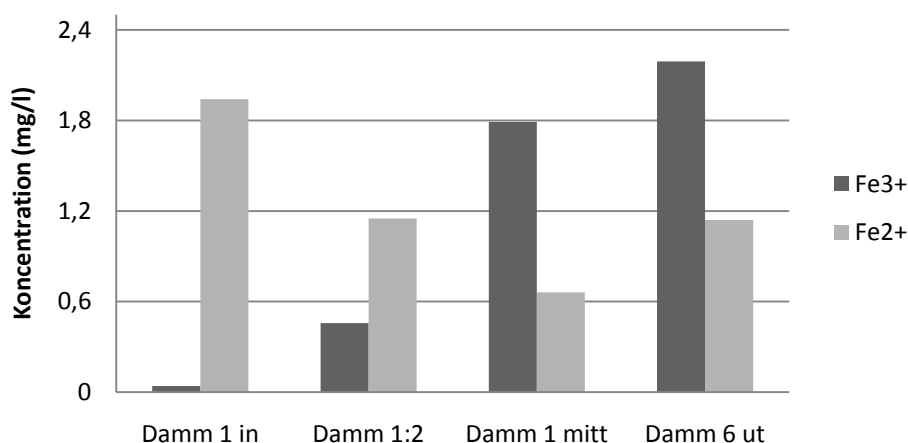


Figur 19. Kalciumkoncentrationens variation genom Bergums vattenreningskärr, 2008-12-09.

Molförhållandet i inbindningsekvationen mellan kalcium och fosfat är 10:6, se ekvation 3 ovan. Förutsatt att den koncentrationsminskning som kalcium uppvisar beror på fastbindning till fosfat följt av sedimentering, medför detta en fosfatminskning på 2 mg/l. För beräkningar, se appendix. Både tillrinnande grundvatten och nederbörd innehåller kalcium vilket kommer att ge ett bidrag till vattenreningskärrs kalciumkoncentrationer.

Analys av vattenreningskärrs järnhalter gjordes på proven tagna i mars, resultaten redovisas i Figur 20 nedan.

Järn



Figur 20. Järnkoncentrationer i Bergums vattenreningskärr, 2009-03-24.

Det sker en ökning av koncentrationen av trivalent järn (Fe^{3+}) samtidigt som koncentrationen av järn i bivalent form (Fe^{2+}) minskar. Detta tyder på en oxiderande miljö. Analyserna av syrehalten i dammarna stöder detta.

Molförhållandet i inbindningsekvationen mellan Fe^{3+} och fosfat är 1:1, se ekvation 2 ovan. Nederbörd innehåller inte järn och grundvattnets järnkonzentration är så liten att den kan försummas ($<0,02 \text{ mg/l}$). Trots detta ökar järnkonzentrationerna i vattenreningskärret, vilket tyder på att fosfat inte binds in denna väg. Ökningen av järn skulle kunna bero på frisläppning av järn som varit inbundet i leran under sedimentet. Lera har ofta höga järnhalter. Om järnet varit bundet till fosfat skulle detta frisläppas samtidigt. Dock är järnhalterna så låga att denna eventuella koncentrationsökning är försumbar.

6.2.4 Spädning

På samma sätt som kvävekonzentrationen i dammarna kan minska genom tillrinning av dagvatten, kan även fosforhalterna spädas. Detta medför som konstaterat ingen egentlig rening eftersom den totala mängden fosfor som når angränsande vattendrag inte reduceras.

6.3 Övriga faktorer av betydelse för reduktionsförmågan

Vissa faktorer är essentiella för att reningsmekanismerna ska kunna förekomma. En del av dessa gynnar vissa reaktioner samtidigt som de missgynnar andra. Följande faktorer är av betydelse för vattenreningskärrets funktion: pH, konduktivitet, syrgashalt, temperatur, ljustillgång och närvaro av metaller. Nedan beskrivs de utförligare:

6.3.1 pH

Vattnets pH är en viktig parameter då vissa reaktioner kräver ett visst pH intervall för att fungera. Dessutom påverkar det jämviktsreaktioner, beroende på pH förskjuts vissa reaktioners jämviktsläge. Vattnets pH påverkar även organiska materials ytladdningar och därmed förmåga att binda till sig laddade partiklar (Crites och Tchobanoglous 1998).

Genom att mäta pH kan således vissa reaktioner direkt förutspås vara troliga eller mindre sannolika. Förändringar i pH kan dessutom ha stor inverkan på reningsmekanismernas kapaciteter och förmåga att hålla kvar inbundna ämnen. Vatten med pH utanför intervallet 5-9 är ofta svåra att rena med biologiska metoder (Crites och Tchobanoglous 1998).

pH i Bergums vattenreningskärr låg på en relativt konstant nivå under båda provtagningarna, varierade mellan 6,3 – 7,15.

6.3.2 Konduktivitet

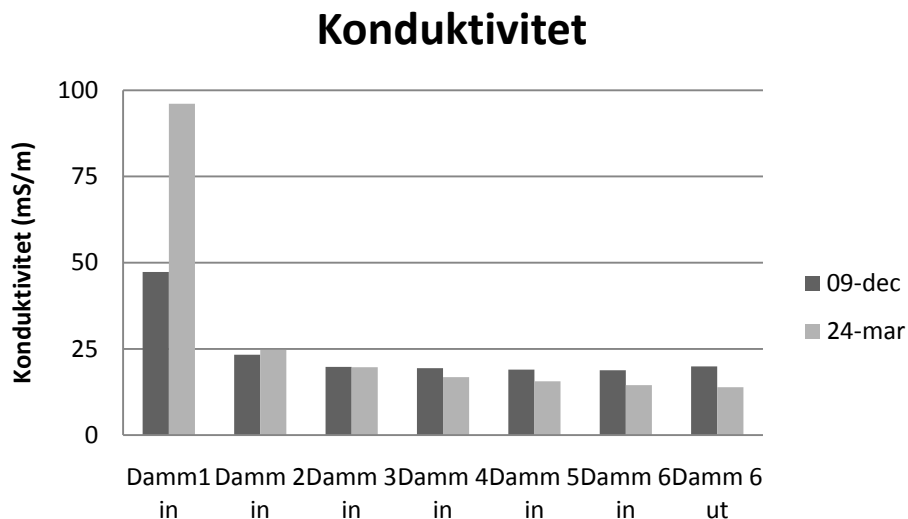
Konduktiviteten är ett mått på vattnets ledningsförmåga och definieras:

$$\text{Konduktivitet: } = \frac{J}{E} \quad [\text{mS/m}]$$

där γ = konduktiviteten, J = elektrolytiska strömtätheten och E = elektriska fältstyrkan.

Vattnets ledningsförmåga mäts i millisiemens per meter och beror av jonerna i vattnet, ökar jonkonzentrationen ökas även konduktiviteten. Reduceras koncentrationen av laddade

partiklar, exempelvis via assimilation i biomassa, minskar således ledningsförmågan. Konduktiviteten i Bergums vattenreningskärr, sett från inlopp till utlopp, uppvisade en reduktion på 58 % enligt decembers mätillfälle samt 86 % under mars mätning. Figur 21 nedan visar de erhållna konduktivitetskoncentrationerna efter båda provtagningstillfällena.

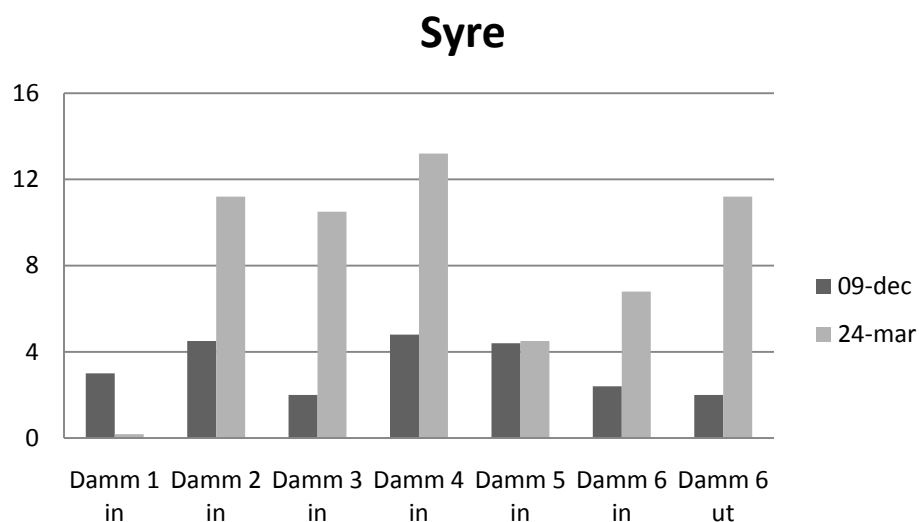


Figur 21. Konduktivitet i 7 mätpunkter, Bergums vattenreningskärr.

6.3.3 Syrgashalt

Syre är essentiellt för alla aeroba organismer. Vattnet erhåller syre främst via diffusion från luften samt från fotosyntetiserande växter i vattnet. Syrgashalten i vattnet är inte konstant utan påverkas av bland annat temperatur och förekomst av syreförbrukande/syreproducerande organismer. Ljustillgång är en fundamental faktor för denna syreproduktion, som bildas i fotosyntesen. Utan ljus kan inte fotosyntetiserande växterna producera syre, vilket är en orsak till att syrekoncentrationerna sjunker vintertid då antalet soltimmar är begränsat.

Vissa andra reaktioner i vattnet kräver olika syrehalter för att fungera. Nitrifikationen exempelvis behöver syre medan denitrifikationen inhiberas vid närvaro av syre. Syrgaskoncentrationer i Bergums vattenreningskärr uppmättes vid båda provtagningstillfällena och resultaten redovisas i Figur 22 nedan.



Figur 22. Syrgashalten i 7 mätpunkter, Bergums vattenreningskärr.

I mars har det skett en tydlig höjning av vattenreningskärrets syrehalt i jämförelse med decembers värden. Syrgashalterna vintertid i kärret är uppmätta i tidigare undersökningar och uppvisar liknande koncentrationer (Sobris 2004, Magnusson 2009). Sommartid stiger syrekoncentrationerna i alla dammar. Detta kan tillskrivas den ökade aktiviteten hos de fotosyntetiserande organismerna i vattenreningskärr.

Syrgaskoncentrationerna är generellt kopplade till konduktiviteten. Då konduktiviteten sjunker innebär det att jonkoncentrationerna i vattnet har reducerats. Om de tas upp av fotosyntetiserande organismer, så som växtplankton, bildas samtidigt syre, vilket ökar syrgaskoncentrationen i vattnet.

En studie gjord konduktiviteten och syrgashalten på ett vattenreningskärr utanför Uddevalla stöder denna teori (Magnusson, Projektredovisning Svenseröd-anläggning av vattenreningskärr som enskilt avlopp 2003). Konduktiviteten är hög då syrgashalten är låg och vice versa. Temperaturen är också uppmätt vid samma tillfällen men verkar inte påverka syrgashalten markant. Syrgasmätningar gjorda under de varmaste dagarna uppvisar de högsta syrgasvärdena. (Magnusson 2003). Detta kan bero på att även de högsta detekterade syrgashaltena är relativt låga, den maximala syrehalten som vattnet kan hålla vid de olika temperaturerna är inte uppnådd, se Tabell 15 (L. Jönsson 1980).

Tabell 15. Mättnadskoncentrationen av syrgas i vatten som funktion av temperaturen.

Temp (°C)	Mättnadshalt (mg O ₂ /l)
0	14,16
5	12,37
10	10,92
15	9,76
20	8,84
25	8,11

En annan studie gjord vintertid, där syrgashalten relateras till växtplanktonaktiviteten i Bergums vattenreningskärr, visar inte på några direkta samband (Sobris 2004). Resultaten i denna studie visar att syrgashalterna stiger trots frånvaro av växtplankton i vattnet. Syrehaltsökningen sker främst vid de anlagda ljuskällorna. Dessa var beväxta med alger vilka anses ligga till grund för den detekterade ökningen.

6.3.4 Temperatur

Temperaturen är en viktig parameter i vattenreningskärr eftersom den påverkar processer och processhastigheter. Både nitrifikations- och dentrifikationsprocesserna kräver temperaturer inom ett visst intervall (Gillberg, o.a. 2003).

Temperaturen påverkar även arterna och artsammansättningen i kärret (Crites och Tchobanoglous 1998). Känsligheten mot temperaturförändringar är artspecifik och således varierar sammansättningen beroende på årstid men även under kortare perioder än så. Även tillväxten hos arterna är temperaturberoende, är temperaturen under 10°C stannar exempelvis tillväxten hos gröna växter (Larsdotter, Nordström och Dalhammar 2004). Som tidigare påpekat styr temperaturen dessutom vattnets förmåga att hålla syre. Högre temperaturer minskar vattnets syreupptagningsförmåga (Brönmark och Hansson 2005).

Under fältstudien som gjordes i december 2008 har alla dammar i Bergums vattenreningskärr temperaturer mellan 1,8-2,0 °C, utom i inloppet till damm 1. Där var temperaturen 7,6 °C vilket beror fritidslantsgårdens användning av varmvatten. Fältstudien i mars visar liknande temperaturer. Dessa hade dock föregåtts av en varmare period.

6.3.5 Ljustillgång

Tillgång till ljus är nödvändig för produktion av primärproducenter, eftersom de använder ljuset som energikälla. Även om de inte tillväxer behövs ljuset för överlevnaden. Ljustillgången varierar naturligt med årstiderna och därmed även algproduktionen. En studie gjord på ett hydroponiskt vattenreningssystem visar att extra ljustillförsel vintertid ger en liten ökning i algutväxt jämfört med ett liknande system utan extra ljus (Larsdotter, la Cour Jensen och Dalhammar 2006). För att kompensera för minskningen av soltimmar vintertid har sex ljusramper installerats i Bergums vattenreningskärrs första damm, där den största delen av ämnesreduktionen sker. Ljusramperna fungerar även uppvärmande, vilket gör att temperaturen omkring dem höjs. Ett examensarbete angående ljusrampernas påverkan på

reningseffektiviteten i Bergums vattenreningskärr gjordes år 2004. Studien tydde dock att den aktuella extrabelysningen inte hade någon inverkan på reningen (Sobris 2004).

7 Undersökning av reduktionsmekanismernas sannolikhet

De i förra kapitlet beskrivna reduktionsmekanismerna kräver vissa specifika betingelser för att kunna utföra koncentrationsreduktion. Ljustillgång, temperatur, syrehalt och pH är exempel på parametrar som har betydelse för funktionen hos dessa. Genom att undersöka om de fundamentala betingelserna för varje mekanism är uppfyllda eller inte, kan bedömning göras avseende sannolikheten att processen har inverkan på ämnesreduceringen.

I detta kapitel granskas förutsättningarna för de olika processerna som är beskrivna i föregående kapitel. Är de uppfyllda bedöms processen som sannolik, annars anses den hämmad. Vissa av de förhållanden som har inverkan på mekanismernas funktion, exempelvis temperatur och ljustillgång, varierar beroende på årstid. Det betyder att mekanismer som bedöms som osannolika i denna studie kan vara sannolika under en annan tid på året, då andra förhållanden råder. Denna bedömning är således endast giltig vintertid.

7.1 Kvävereducering

7.1.1 Potentiella reduktionsprocesser

De mekanismer som är beskrivna i detta avsnitt kan förekomma, dock i olika utsträckning.

Spädning

Detekteringen av kaliumkoncentrationer i vattenreningskärret ger ett ungefärligt mått på tillrinnande vattens storlek, vilket beräknades till drygt 30 m³/dygn. Detta innebär en spädningsfaktor på 6,7. Det tillrinnande vattenflödet är inte alltid konstant utan kan variera, främst beroende på nederbörds mängder. Den detekterade kaliumreduceringen relaterades till fosfat-, totalfosfor, ammonium- och nitratreduceringarna. Slutsatsen är att spädning spelar en avgörande roll för koncentrationsreduceringen i vattenreningskärret under vinterförhållanden. Spädning är dock ingen reningsmetod eftersom den inte medför någon ämnesreduktion. Koncentrationsreduktioner kan därför inte användas som ett tillförlitligt mått på reningsförmågan.

Kaliumkoncentrationerna låg på en stabil nivå i vattnet efter den första dammen vilket tyder på att betydande grundvattentillskott underifrån inte sker till de senare dammarna.

Sedimentation

Analyserna gjorda på sedimentets kvävehalter visar att det finns kväve inbundet. Resultaten redovisades i Tabell 13 ovan. Sedimentet i damm 1 uppvisar de högsta kvävekoncentrationerna varav den största mängden återfinns i organisk form. Sedimentation kan således också bidra till reduktionen av kväve. Antaget att sedimentets densitet är 1000 kg/dm³ och har en genomsnittlig tjocklek på 7 cm, innehåller den första dammens sediment sammanlagt 2,7 kg Kj-N. Om allt kväve som kommer in via spillvattnet sedimenterar, tar det ca 8 dagar att uppnå 2,7 Kj-N. Denna mekanism kan således inte ha stor inverkan på kvävereduceringen.

Adsorption/katjonutbyte

Sedimentanalysen visade att ammonium förekommer där. Eftersom analysen gjordes på våta prover, går det dock inte att dra någon slutsats om ammoniumet är inbundet i sedimentet eller förekommer fritt i sedimentets vatten. Ammonium kan adsorberas till laddade ytor, såsom organiskt material, vilket existerar på botten. Denna inbindning är dock endast temporär, vilket betyder att reningsmekanismen inte kommer att ha stort inflytande jämfört med de ovan nämnda processerna. Nitrat är mer lösligt och binder inte in till organiska material.

Assimilation i biomassa

Enligt näringskedjeteorin ska den biomassa som bildas ska tas om hand av zooplankton, som i sin tur blir ättna av organismer som sedan transporterar iväg näringsämnena till omgivningen. För att detta ska vara möjligt krävs speciella förutsättningar. Växtplanktons förmåga att ta upp närsalter regleras av ljustillgång, syretillgång, närvaro av närsalter samt temperatur.

För att denna mekanism ska vara möjlig krävs närvaro av organismer. Enligt en tidigare studie försvinner växtplanktonbeståndet under december, och därmed det grundläggande steget för denna mekanism.

I denna rapport har ingen liknande studie gjorts, så det går inte att dra slutsats om växtplankton existerar i vattenreningskärret. Det går däremot att dra slutsatsen att upptag i näringskedjor inte står för all kvävereduktion i Bergums vattenreningskärr. De beräknade koncentrationerna av producerad biomassa som krävs för att åstadkomma all rening är många gånger lägre än de uppmätta halterna av suspenderat material.

Vidare är ljustillgång och temperatur fundamentala faktorer för denna mekanism. Om ljustillgången inte är tillräcklig kommer inte växtplankton att föröka sig i större utsträckning. Temperaturen fungerar även den tillväxtbegränsande, är vattnet för kallt kommer inte växtplankton att föröka sig utan istället intar många ett vilostadium. Under detta stadium tar de inte upp näringsämnen.

Bottenfryser vattenreningskärret kommer det inkommande spillvattnet snabbt att frysa till is. Issmältningen som följer av varmare årstid sker snabbt och det är osäkert om de tidigare infrusna näringsämnena hinner upptas av växtplankton innan de spolas ut i den närliggande bäcken. Det är dessutom osäkert om allt spillvattnen som fryses når vattenreningskärret då det tinar. Det skulle även kunna flyta till omgivande mark och frysa där och således efter smältning transporteras till bäcken via jorden runt omkring.

De undersökningar som gjorts i denna rapport är inte tillräckliga för att kunna utesluta denna process. Existerar växtplankton i vattenreningskärret skulle en del av näringsämnena kunna tas upp i näringskedjor. Dock låg en ishinna över vattenreningskärret vilket minskar möjligheten för uttransport via högre organismer.

7.1.2 Hämmade reduktionsprocesser

Nedan redovisas de mekanismer som saknar en eller flera av de grundläggande faktorer nödvändiga för att fungera och kan därmed fastslås som osannolika under de betingelser som råder vintertid.

Nitrifikation

Nitrifikationshastigheten är extremt långsam vid temperaturer under 4°C. Eftersom vattnet i Bergums vattenreningskärr endast uppgick till 2°C under båda mättillfällena, kan den iakttaga koncentrationsreduktionen av ammonium inte förklaras med denna process. Vid nitrifikation bör dessutom nitrathalterna öka, vilket inte sker.

Denitrifikation

Denitrifikation är liksom nitrifikation beroende av temperaturer högre än den aktuella. Nitratreduktion via denitrifikation är således också uteslutet. Syrgashalten i vattnet är dessutom för hög för att denitrifikationsprocessen ska vara trolig i större utsträckning.

Omvandling till ammoniakgas samt stripping

Förskjutning av jämviktsläget till ammoniak kräver pH 9,3 eller högre. pH i kärret låg genomgående under 7 vilket utesluter detta. Eftersom ingen ammoniak bildas kommer följaktligen inte stripping att vara möjlig.

7.2 Fosforreducering

7.2.1 Potentiella reduktionsprocesser

Spädning

Spädning sker i systemet och reducerar fosforkoncentrationerna i vattenreningskärret i betydande utsträckning. Som nämnts tidigare innebär spädning ingen egentlig rening, eftersom mängden kväve som når den angränsande bäcken inte minskar.

Sedimentation

Analysen av fosfor i sedimentet visar att fosfor finns närvarande. Största delen av den inbundna fosfor återfinns i oorganisk form. Även tidigare undersökningar styrker detta (Lycke 1997). Sedimentation kan således också bidra till fosforreduktionen i vattenreningskärret.

Adsorption till andra mineralkomplex

Fosfor skulle kunna adsorberas till mineralkomplex, men eftersom ingen undersökning är gjord på förekommande mineralkoncentrationer, så slutsats kan inte dras om detta sker. Dock återfinns fosfor i sedimentet, vilken kan bero på utfällning via adsorption till mineralkomplex följt av sedimentation.

Assimilation i biomassa

De undersökningar som gjorts i denna rapport är inte tillräckliga för att kunna utesluta denna process men det är troligt att den endast står för en liten del av ämnesreduceringen. Flera faktorer begränsar denna mekanisms funktion under vintern, se avsnitt 7.1.1 ovan.

7.2.2 Hämmade reduktionsprocesser

Utfällning med metaller

Fosforutfällning med hjälp av kalcium är inte troligt, eftersom nödvändiga betingelser så som högt pH, hög temperatur och hög kalciumhalt inte existerar i vattenreningskärret. pH i dammarna ligger omkring 6,5, vilket kräver kalciumhalter på minst 100 mg/l för att fosfor ska kunna fällas ut. De uppmätta kalciumhalterna uppgår dock endast till maximalt 7,6 mg/l.

Järnkoncentrationerna ökar i vattenreningskärret vilket snarare tyder på en koncentrationsoökning av fosfat i vattenreningskärret. Koncentrationerna är så pass låga att denna utfällning kan försummas.

Troligen sker heller ingen utfällning med aluminium, på grund av låga aluminiumkoncentrationer. Dessa är inte uppmätta men spillvatten innehåller vanligtvis endast små mängder aluminium.

8 Utökade metoder för uppskattning av reningsprocessernas inverkan

Det finns ytterligare metoder för att uppskatta reningsprocessernas inverkan på den detekterade näringsämnesreduktionen i vattenreningskärret. Nedan presenteras ett urval.

8.1 Assimilation av biomassa

För att assimilation i biomassa och uttransport via upptag i näringskedjor ska vara möjlig krävs närvaro av växtplankton, zooplankton samt organismer med förmåga att lämna kärret. Växtplanktonbiomassan kan indirekt uppskattas genom att mäta klorofyllkoncentrationen (Naturvårdsverket 1993). Dock är detta ett grovt mått eftersom klorofyllhalten i växtplankton påverkas av ljus, temperatur och närsalttillförsel.

Bestämning av zooplanktons biomassa kan utföras genom artbestämning i prov (Naturvårdsverket 1993). Detta kan göras med hjälp av mikroskopstudie och ger ett värde på mängden zooplankton. Detta kan därefter omräknas till biomassa.

8.2 Nitrifikation

Nitrifikationshastigheten går att påvisa på laboratorium (Institutionen för kemiteknik 2008).

Då behövs:

1 st 1 liters bägare, kallad reaktor

Stamlösning bestående av näringslösning, alkalinitet och ammonium

Bottensediment

Bottensedimentet sätts i reaktorn och stamlösningen tillsätts. Det första provet tas efter en minut, resterande efter var 15e minut. De filtreras direkt och analyseras för kvävehalt.

Efter en halvtimme görs en analys på ammonium, för att få ett ungefärligt mått på nitrifikationshastigheten. Med hjälp av detta kan uppskattning göras över hur länge försöket ska pågå.

Nitrifikationshastigheten beräknas enligt:

$$V = \frac{\text{NO}_x\text{-N (mg)}}{\text{VSS(g)} \times h}$$

där

$\text{NO}_x\text{-N}$ = mängden nitrat (NO_3^-) och nitrit (NO_2^-)

V = reaktionshastigheten

h = timme

VSS = glödningsförlust (Volatile Suspended Solids)

Koncentrationerna av ammonium och nitrat+nitrit plottas mot tiden. Linjära samband bör erhållas.

Effekten av hämmande substanser kan också utredas (Institutionen för kemiteknik 2008). Den hämmande faktorn, exempelvis ett basiskt ämne för att öka pH, tillsätts då till reaktorn.

8.3 Denitrifikation

Denitrifikationshastigheten i sediment går att påvisa genom mätning av nitrat- och nitritreduktionen (Institutionen för kemiteknik 2008). Anoxiska förhållanden krävs samt tillsats av kolkälla (vatten från vattenreningskärret lämpligt). Processens hastighet är beroende av hur lätt kolkällan kan brytas ner. Andra faktorer som påverkar denitrifikationen är syrehalt, pH och temperatur.

Metoden liknar påvisningen för nitrifikation, med skillnaden att nitratlösning ersätter ammoniumlösning.

Denitrifikationshastigheten beräknas därefter enligt:

$$V = \frac{\text{NO}_x\text{-N (mg)}}{\text{VSS(g)} \times h}$$

där:

$\text{NO}_x\text{-N}$ = mängden nitrat (NO_3^-) och nitrit (NO_2^-)

V = reaktionshastigheten [$(\text{VSS} \cdot h)^{-1}$]

h = timme

VSS = glödningsförlust (Volatile Suspended Solids)

En rak kurva erhålls då koncentrationen av nitrat plus nitrit som funktion av tiden ritas upp. Lutningen på linjen beror främst av kolkällans egenskaper. Ju lättare den bryts ner, desto fortare går denitrifikationen, vilket resulterar i en brantare lutning på linjen.

8.4 Jonbyte

Det går att mäta en jords kapacitet för katjonbyte (CEC). CEC är summan av alla utbytbara katjoner som jorden kan absorbera och uttrycks som antal mol absorberade positivt laddade molekyler per massenhet. Vid analysen används en koncentrerad lösning av en specifik utbyteskatjon, exempelvis NH_4^+ (Brady och Weil 2002). Lösningen tillåts läcka igenom jordmaterialet och därefter kan CEC bestämmas genom att mäta antalet adsorberade katjoner.

8.5 Spädning

Spädningen orsakas av grundvattentillrinning samt tillskott från nederbörd. Spårämnesanalys kan göras för att utröna storleken på spädningen. Spårämnes tillsätts i inloppet till den första dammen och detekteras på strategiska ställen. Eftersom tillrinningen av grundvatten främst sker till damm 1, kan inloppet till damm 2 vara ett passande ställe. Spårämnesanalys visar även om det finns döda zoner, ställen i vattenreningskärret där vattnet står still. Ett passande spårämne ska vara oreaktivt och inte benäget att sedimentera. Det ska dessutom inte finnas i det tillrinnande vattnet. Exempel på vanligt använda spårämnen är litium samt färgämnen.

Nederbördsdata använd i denna studie grundar sig på mätningar av nederbörd över Göteborg. För mer exakt resultat skulle nederbörden ha uppmätts på plats. Detta kan exempelvis göras med hjälp av standardiserade regnmätare.

9 Diskussion

Bergums vattenreningskärr uppvisar tydliga koncentrationsreduktioner mellan inlopp och utlopp. Utsläppskoncentrationerna av den totala kvävehalten som uppmättes under de två mättillfällena till 6,5 mg tot-N/l respektive 4,2 mg tot-N/l vilka både ligger under Ryaverkets riktvärde 10 mg tot-N/l. De uppmätta totala fosforkoncentrationerna i vattnet som runnit genom vattenreningskärret uppgick till 3,28 mg tot-P/l respektive 0,65. Riktvärdet för den totala fosforkoncentrationen hos Ryaverket ligger på 0,4 mg/l så vattenreningskärret klarade inte utsläppskraven gällande fosfor.

Spädning bidrar dock i stor utsträckning till koncentrationsreduktionerna, vilket är problematiskt eftersom denna mekanism inte minskar mängderna av ämnena som transporteras till närliggande vattendrag. Effekten av spädning gör således att reningskapaciteten överskattas. Den största orsaken till spädning är tillrinning av grundvatten vilket i huvudsak sker till den första dammen. Detta flödesbidrag måste elimineras för att kunna göra en sann bedömning över vattenreningskärrets effektivitet avseende närsaltsreduktion, alternativt göra flödesmätningar. Vattenreningskärr anlagda på senare tid har konstruerats med impermeabla ytor som förhindrar grundvatten att nå kärren. Detta borde även göras i Bergum.

Förutom spädning, kan även lagring i sediment, katjonbyte, adsorption bindning till mineralkomplex, utfällning och eventuellt upptag i biomassa bidra till den detekterade reduktionen av fosfor och kväve i vattenreningskärret under perioden som studerats. För att kunna bedöma till hur stor grad dessa mekanismer bidrar till reduceringen, måste dock vidare undersökningar göras. Dessutom är det troligt att många av de mekanismer som i den här studien är bedömda som hämmade, har inverkan på reduceringen under varmare årstider. Därför gäller denna bedömning endast under vinterförhållanden. Av vikt är också bedömning av mekanismernas långsiktiga reningsförmåga.

I jämförelse med Ryaverkets utsläppskoncentrationer av kväve och fosfor är Bergums vattenreningskärr lägre avseende kväve och högre gällande fosfor. Ryaverkets genomsnittliga kväve- och fosforkoncentrationer efter rening nådde 12 mg tot-N/l respektive 0,4 mg tot-P/l.

Det är dock lite missvisande att göra en direkt jämförelse. Vattenflödenas storlekar till de två reningsanläggningarna skiljer sig kraftigt åt. Medan Bergums får ett inflöde på 4,5 m³/dygn erhåller Ryaverket 3,97 m³/sekund. Bergums vattenreningskärr har en totalarea på 373 m² och är avsett för 30 personekvivalenter, vilket innebär en yta på 12,4 m² per person. Sammanlagt 832 003 personekvivalenter är anslutna till Ryaverket, som upptar 10,3 ha. Det innebär 0,12 m² per person. En vattenreningskärrsyta skulle behöva vara 1030 ha för att ta hand om Ryaverkets inloppsflöde, vilket är orimligt stort. Därför riktar sig anläggningen till en begränsad mängd hushåll eller fastigheter. Vattenreningskärr och andra ekosystembaserade reningsmetoder kräver alla för stor yta för att kunna användas vid större vattenflöden men kan användas som alternativ till uppkoppling till reningsverk på platser som har lämpad yta och begränsad mängd tillknutna personer.

Det finns många osäkerheter i bedömningarna i denna rapport. De mest betydande är:

- Ingen undersökning gjordes angående koncentrationer av existerande växt- och djurplankton i vattenreningskärret.
- Ampullerna som användes vid koncentrationsmätningarna på laboratoriet fungerar bäst inom givna intervall. Dessa intervall överskreds vid vissa av spektrofotometermätningarna, vilket kan inverka på de erhållna resultaten. Detta bör inte påverkat så mycket då överskridandena inte var så stora.
- Vid beräkningarna är många antaganden gjorda och vissa schablonvärden använda, vilket innebär att resultaten inte ska tolkas för precist. Detta är dock inte heller meningen, då en generell bild av processerna har använts.

10 Slutsatser

Den huvudsakliga koncentrationsreduktionen som uppvisats vintertid i Bergums vattenreningskärr beror på spädning, som orsakas av tillrinning av grundvatten samt nederbörd. Denna mekanism innebär ingen ämnesreduktion och utför ingen rening, utan bidrar endast till en överskattning av reningsförmågan.

De övriga processer som har förmåga att reducera kvävekoncentrationer vintertid i Bergums vattenreningskärr är:

- Sedimentation
- Adsorption/katjonbyte
- Eventuell assimilation i biomassa

De övriga processer, förutom spädning, som har kapacitet att åstadkomma fosforreduktion under vinterförhållanden är:

- Sedimentation
- Eventuell adsorption till mineralkomplex och assimilation i biomassa.

11 Förslag på fortsatta studier

Reningsförmågan i vattenreningskärr bör analyseras noggrannare. Spädningens inverkan kan undersökas med flödesmätningar och spårämnesförsök. Undersökningarna bör pågå under hela året, för att få en bild av de dominerande mekanismerna och kunna dra slutsatser om vattenreningsmetodens kapacitet.

Det är av vikt att analysera hur bestående de uppnådda reningsresultaten är, för att kunna göra en bedömning om vattenreningskärrs reningsförmåga. Långtidseffekter av sedimentation adsorption och upptag i biomassa bör således undersökas.

Möjligheten för spädningseffekter i Bergums vattenreningskärr måste minskas innan undersökningarna genomförs, i annat fall är det mycket svårt att dra några mer ingående slutsatser.

Litteraturförteckning

- Anderssen, T, och D O Hessen. "Carbon, nitrogen and phosphorus content of freshwater zooplankton." *Limnology and Oceanography*, 36(4) 1991: 807-814.
- Baird, C. *Environmental Chemistry*. New York: W.H. Freeman and Company, 1995.
- Bergums fritidslantsgård. *Bergums fritidslantsgård*. 2008.
<http://www.bergumsfritidslantgard.com/bergum02/index.htm> (använd den 11 03 2009).
- Brady, Nyle C, och Ray R Weil. *The Nature and Properties of soil*. New Jersey: Prentice Hall, 2002.
- Brönmark, Christer, och Lars-Anders Hansson. *The Biology of Lakes and Ponds*. New York: Oxford University Press, 2005.
- Carlsson, Hans, Henrik Aspegren, Lee Natuscka, och Anders Hilmer. "Calcium Phosphate Precipitation in Biological Phosphorus Removal Systems." *Water Research*, 1997, 5 uppl.
- Crites, Ronald Woch George Tchobanoglous. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. United States of America: WCB/McGraw-Hill, 1998.
- Eiseltová, Martina. *Restoration of Lake Ecosystems- a holistic approach*. Berkshire: International Waterfoul and Wetlands Research Bureau, 1994.
- Engdahl, Alf. *Bottenfauna- en undersökning av bottenfauna i sötvatten i Göteborg 2005*. Göteborg: Göteborgs stad, Medins biologi AB, 2006.
- Ethnier, Carl, och Björn Guterstam. *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*. Florida: CRC Press, 1997.
- Fetter, CW. *Applied hydrogeology*. New Jersey: Pearson Education, 2001.
- Gillberg, L, B Hansen, I Karlsson, A Nordström, och A Pålsson. *About Water Treatment*. Helsingborg: Kemira, 2003.
- Gray, N F. *Biology of Wastewater Treatment*. London: Imperial College Press, 2004.
- Gryaab. *Gryaab*. 2008. <http://www.gryaab.se/default.asp?ulid=20&lid=3&show=1#> (använd den 11 03 2009).
- . *Gryaab-för ett renare hav*. 2009.
<http://www.gryaab.se/default.asp?uulid=61&ulid=34&lid=6&show=2> (använd den 24 02 2009).
- Gryaab. *Miljörapport enligt miljöbalken 2007*. Göteborg: Gryaab, 2008.
- Gryaab. *Miljörapport enligt miljöbalken 2008*. Göteborg: Gryaab, 2009.
- Henze, Mogens, Poul Harremoës, Jes la Cour Jansen, och Eric Arvin. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Berlin: Springer, 2002.
- Institutionen för kemiteknik. *Denitrifikation*. Lund, 2008.
- Institutionen för kemiteknik. *Nitrifikation samt hämning*. Lund: Lunds Universitet, 2008.
- IVL Svenska miljöinstitutet AB. *Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 2002*. Göteborg: IVL Svenska miljöinstitutet AB, 2003.
- Jönsson, Karin. *Föreläsning kursen Urban Waters* (den 21 09 2007).
- Jönsson, Lennart. *Receiving Water Hydraulics*. Lund: Lunds Universitet, 1980.
- Klintwall, L. *tillståndet i miljön: övergödning: Hav, sjöar och grundvatten*. den 04 02 2009.
www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Overgodning/Hav-sjoar-och-grundvatten/ (använd den 04 02 2009).
- Lansing, Stephiane L, och Jay F Martin. "Use of ecological treatment system (ETS) for removal of nutrients from dairy wastewater." *Ecological Engineering*, 2006.
- Larsdotter, Karin. *Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate, doctoral Thesis in Biotechnology*. Stockholm: KTH, 2006.
- Larsdotter, Karin, Anna Nordström, och Gunnel Dalhammar. "Theoretical energy requirements for hydroponic wastewater treatment." *Vatten* 60, 2004: 187-191.

Larsdotter, Karin, Jes la Cour Jensen, och Gunnel Dalhammar. "Phosphorus removal from wastewater by microalgae in a Nordic climate - a year-round perspective." 2006.

Lindholm, Tore. *Algfenomen och algproblem*. Åbo: Åbo akademi, 1998.

Lycke, Kajsa. *Vattenreningskärret i Bergum: Vad händer med kolet, kvävet och fosfor? - undersökning av botten*. Göteborg: Göteborgs universitet, 1997.

Magnusson, Gunilla. (den 04 03 2009).

Magnusson, Gunilla. Uddevalla, (den 10 03 2009).

—. "Det magiska kärret." *GM Vattenmiljö*. 2007. <http://www.vattenmiljo.se/Arkiv/GM-folder3.pdf> (använd den 19 02 2009).

Magnusson, Gunilla. *Projektrelevansrapport Svenseröd-anläggning av vattenreningskärr som enskilt avlopp*. Uddevalla: GM Vattenmiljö, 2003.

Manahan, S E. *Environmental Chemistry*. Florida: CRC Press, 1994.

Mitsch, William J, och James G Gosselink. *Wetlands*. New Jersey: John Wiley and Sons, Inc, 2007.

Naturvårdsverket. *Bestämning av Kjeldahl-kväve i avloppsvatten och slam*. Naturvårdsverket, 1988.

—. "Naturvårdsverket." *Vad innehåller avlopp från hushåll? Rapport 4425*. 2005. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-4425-7.pdf> (använd den 13 02 2009).

Naturvårdsverket. *Naturvårdsverkets metodhandbok- vatten-Mätteknik och kvalitetsäkring*. Solna: Tuna tryck AB, 1993.

Naturvårdsverket. *Rikare mångfald och mindre kväve- utvärdering av våtmarker anlagda inom lokala investeringsprogram (LIP) och LBU-stöd*. Halmstad: Naturvårdsverket, 2004.

Naturvårdsverket. *Robusta, små avloppssystem- en kunskapssammanställning*. Stockholm: Naturvårdsverket, 2002.

Nordström, Anna. *Treatment of domestic wastewater using microbiological processes and hydroponics in Sweden, Doctorial Thesis*. Stockholm: KTH Biotechnology, 2005.

O'Neill, P. *Environmental Chemistry*. London: Chapman & Hall, 1993.

Paul, Eldor A. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Vol. 3. Burlington: Elsevier Inc, 2007.

Pehrsson, Olof. *Bergums vattenreningskärr; utvärdering av en 5-års period*. Lycke: Ekologi-Konsult, 2001.

Pehrsson, Olof. *Sammanfattning av resultat från Bergums vattenreningskärr*. Lycke: Ekologi-konsult, 2002.

Pehrsson, Olof. *Vattenrening i vattenreningskärr-bearbetning av data*. Lycke: Ekologi-Konsult, 1998.

Pehrsson, Olof. *Vattenreningskärret i Aröd 2:226: funktion och utveckling*. Lycke: Ekologi-Konsult, 2005.

R.W. Sterner, J.J. Elser, D.O. Hessen. "Stoichiometric relationships among producers, consumers and nutrient cycling in pelagic ecosystems." *Biogeochemistry*, den 27 May 1992: 49-67.

Rehndell, Åsa. *Vattenreningskärr - artbestämning av funna plankton i vattenreningskärren i Bergum och Låreåns trädgårdar samt mätning av klorofyllhalt*. Göteborg: Göteborgs universitet, 2006.

Sandhall, Åke, och Hans Berggren. *Mikrobilder- liv i damm och sjö*. Lund: Interpublishing, 2001.

Selling, Carl. *Norrköpings kommun*. den 16 04 2006. www.norrkoping.se/miljo-natur/vatten/kundservice/vanliga:fragor/om_ditt_spillvatten/ (använd den 06 02 2009).

SMHI. "Nederbörd, solsken och globalinstrålning." *Väder och vatten, SMHI*, den Nr 1 Januari 2009, Januari uppl.: 17.

Sobris, Katarina. *Kan ljusanläggning öka reningseffektiviteten vintertid?* Göteborg: Göteborgs Universitet, 2004.

Standardkommitten för miljömätteknik. *Bestämning av konduktivitet hos vatten*. Stockholm: Sveriges standardiseringskommission, 1994.

Stråe, Daniel. *Reningskärr som enskild avloppslösning-slutsatser från två års uppföljning*. Uppsala: Water Revival Systems Uppsala AB, 2005.

Svenskt Vatten. *Fakta om vatten och avlopp*. Stockholm: Svenskt Vatten, 2005.

Svensson, Conny. *Groundwater Chemistry- a hydrogeological introduction*. Lund: Lunds Universitet, 2005.

—. *Teknisk geologi AK*. Lund: KFS AB, 2006.

Tikkanen, Toini, och Torbjörn Willén. *Växtplanktonflora*. Eskilstuna: Tuna-Tryck AB, 1992.

Todd, John, och Beth Josephson. "The design of living technologies for waste treatment." *Ecological Engineering*, 1996.

Tolstoy, Anna, och Katrin Österlund. *Alger vid Sveriges Östersjökust*. Uppsala: Artdatabanken, SLU, 2003.

Tonderski, Karin, Stefan Weisner, Jan Landin, och Hans Oscarsson. *Våtmarksboken*. Västervik: Vasträ, 2002.

Tykesson, Eva. *Enhanced biological phosphorus removal- doctoral thesis*. Lund: Lunds Universitet, 2005.

van Donk, Ellen, och Dag O Hessen. "Grazing resistance in nutrient-stressed phytoplankton." *Oecologia*, 1993.

Appendix

Appendix 1 - Beräkningar

Kväveanalys i sedimentet

Kjeldahl-kväve definieras:

$$\text{Kj-N} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{org-N}$$

Koncentrationerna Kjeldahl-kväve (Kj-N) i sedimentet beräknas enligt

$$\text{Kj-N (g/kgTS)} = \frac{M \times M_N (C_{\text{tit}} - C_{\text{blank}})}{\text{TS} \times 0,01 \times m_p}$$

där

M = syrans molar = 0,05 M,

M_N = kväves molvikt = 14,008 g/mol

C_{tit} = titratvolym (ml)

C_{blank} = blankprovets titratvolym (ml)

TS = halten torrs substans

m_s = provets vikt (g)

Beräkningsresultat åskådliggörs i Tabell 16 nedan.

Tabell 16 Analysresultat avseende Kjeldahl-kvävekoncentrationer i sedimentet, Bergums vattenreningskärr.

Damm	Provvikt (g)	Titrat (ml)	TS (%)	g Kj-N/kg TS
1	0,500	1,94	36	6,30
1	0,300	0,40		0,52
2	0,495	1,40	57	2,68
2	0,199	0,98		4,08
3	0,465	1,14	47	2,63
3	0,185	0,33		0,08
4	0,499	fel	45	-
5	0,562	1,04	39	2,30
6	0,554	1,27	44	2,73
6	0,257	0,57		1,55
Blank		0,32	0	

Damm 1:s samt damm 3:s andra provresultat uteslöts eftersom dessa avvek för mycket. Troligen blev något fel vid titreringen.

Ammoniumkoncentrationerna i sedimentet beräknades på samma sätt. Analysen gjordes direkt på sedimentet, utan att koka provet i syra. På så sätt detekterades endast ammoniumfraktionerna.

$$NH_4\text{-N (g/kgTS)} = \frac{M \times M_N (C_{\text{tit}} - C_{\text{blank}})}{TS \times 0,01 \times m_p}$$

Resultaten åskadliggörs i Tabell 17 nedan:

Tabell 17. Ammoniumhalter i sedimentet, Bergums vattenreningskärr, 2009-12-09.

Damm	Provvikt (g)	Titrat (ml)	TS (%)	g NH ₄ -N/kg TS
1	1,00	0,76	36	1,42
1	5,6	3,60		1,24
1	7,21	4,55		1,22
2	0,97	0,41	57	0,48
2	6,23	2,30		0,45
3	0,99	0,45	47	0,63
4	0,98	0,42	45	0,62
5	1,00	0,30	39	0,48
6	0,99	0,4	44	0,59
6	8,60	2,36		0,43
6	4,20	1,25		0,46

Halterna anges i gram kväve per kg torrsubstans. Alla dammar utom damm 2 hade ett genomsnittligt sedimentlager på 7 cm. Damm 2:s sedimentlager var endast 4 cm, vilket beror på att sedimentet i denna damm grävdes bort under föregående sommar.

Sedimentvolymen i dammarna erhöles genom att multiplicera sedimenttjockleken med dammarnas bottenarea. Sammanställningen av analysresultaten redovisas i Tabell 18 nedan.

Tabell 18. Sedimentens volymer och totala mängder Kj-N samt NH₄-N, Bergums vattenreningskärr.

Sediment	Volym	TS (%)	mg NH ₄ -N/ g TS	mg Kj-N/g TS
Damm 1	1,2	36	1,29	6,30
Damm 2	1,8	57	0,47	3,38
Damm 3	2,7	47	0,63	2,63
Damm 4	5,8	45	0,63	fel
Damm 5	9,5	39	0,48	2,30
Damm 6	3,8	44	0,49	2.14

Fraktionen organiskt inbunden kväve erhålls genom att subtrahera ammoniumhalten från totala kvävehalten.

Spädning

Kalium är ett relativt inert ämne. Den mängd som tas upp av biomassa eller på annat sätt avlägsnas från vattnet anses vara försumbar. De uppmätta kaliumkoncentrationerna anses ge ett ungefärligt värde på spädningens inverkan i vattenreningskärret.

Reduktionernas storlek i Tabell 19 är beräknade med avseende på inloppskoncentrationen. Reduktionen i mätpunkten Damm 1:2 är således erhållen genom beräkningen $(39-16)/39 \cdot 100 = 59$ och reduktionen i mätpunkten Damm 1:3 beräknas $(39-8)/39 \cdot 100 = 79,5$.

Tabell 19. Kaliumkoncentration, samt kaliumreduktionens storlek i förhållande till förgående mätpunkts koncentration.

	K	Red (%)	Kvar (%)
Damm1 in	39	0	100
Damm 1:2	16	59,0	41,0
Damm 1:3	8	79,5	20,5
Damm 1 mitt	12	69,2	30,8
Damm 2 in	7	82,1	17,9
Damm 2 mitt	7	82,1	17,9
Damm 3 in	5	87,2	12,8
Damm 3 mitt	6	84,6	15,4
Damm 4 in	5	87,2	12,8
Damm 5 in	6	84,6	15,4
Damm 6 in	6	84,6	15,4
Damm 6 ut	5	87,2	12,8

Med hjälp av värdena i kolumnen ”kvar” i Tabell 19 ovan, kan de teoretiska ämnesreduktionerna som tillskrivs spädning erhållas. Detta genom att multiplicera värdet i kvar-kolumnen med den detekterade inloppskoncentrationen för varje ämne. Exempelvis beräknas ammoniumkoncentrationen i mätpunkt damm 1:2 enligt $72 \cdot (41/100) = 29,5$.

De uppmätta och teoretiska reduktionerna samt skillnaden mellan dessa är redovisade i Tabell 20 och Tabell 21 nedan. Om värdet i kolumnerna kallade ”skillnad” skiljer sig väsentligt från noll, kan inte koncentrationsförändringen endast tillskrivas spädning. Där skillnaden är negativ är reduceringen större än då enbart spädning påverkar. Någon eller några andra mekanismer har därmed också inverkan på ämnesreduktionen. Där värdena i skillnad-kolumnen istället är positiva, tyder det på att någon eller några mekanism motverkar reduktionen. Detta skulle exempelvis kunna ske genom frisläppning från sedimentet.

Tabell 20. Uppmätta, beräknade samt skillnaden mellan dessa för NH₄-N samt NO₃-N, Bergums vattenreningskärr.

	NH ₄ -N (mg/l)			NO ₃ -N (mg/l)		
	Uppmätt	Teori	Skillnad	Uppmätt	Teori	Skillnad
Damm1 in	72	72	0	0,89	0,894	0
Damm 1:2	24,2	29,5	-5,3	0,52	0,4	0,1
Damm 1:3	7,07	12,1	-5,0	0,43	0,3	0,1
Damm 1 mitt	14,2	10,6	3,6	0,43	0,6	-0,2
Damm 2 in	5,27	8,3	-3,0	0,45	0,2	0,3
Damm 2 mitt	4,38	5,3	-0,9	0,65	0,4	0,3
Damm 3 in	2,82	3,1	-0,3	0,56	0,5	0,1
Damm 3 mitt	-	-	-	0,64	0,7	-0,1
Damm 4 in	2,45	-	-	-	-	-
Damm 5 in	-	2,94	-	1,03	-	-
Damm 6 in	2,02	-	-	0,97	1	0
Damm 6 ut	2,26	1,7	0,6	0,65	0,8	-0,2

Tabell 21. Uppmätta, beräknade samt skillnaden mellan dessa värden; tot-P samt PO₄-P, Bergums vattenreningskärr.

	Tot-P (mg/l)			PO ₄ -P (mg/l)		
	Uppmätt	Teori	Skillnad	Uppmätt	Teori	Skillnad
Damm1 in	15,4	15,4	0	17	17	0
Damm 1:2	6,23	6,2	0,0	5,81	7,0	-1,2
Damm 1:3	1,67	3,1	-1,4	1,49	2,9	-1,4
Damm 1 mitt	3,31	2,5	0,8	3,15	2,2	1,0
Damm 2 in	1,01	1,9	-0,9	0,95	1,8	-0,8
Damm 2 mitt	0,67	1	-0,3	0,61	1,0	-0,4
Damm 3 in	1,19	0,5	0,7	0,56	0,4	0,2
Damm 3 mitt	-	1,4	-	-	0,7	-
Damm 4 in	0,63	-	-	0,60	-	-
Damm 5 in	0,97	0,8	0,2	0,93	0,7	0,2
Damm 6 in	0,75	1,2	-0,5	0,79	0,9	-0,1
Damm 6 ut	0,65	0,7	-0,1	0,56	0,7	-0,1

Storlek på grundvattenflöde

Storleken på grundvattenflödet kan uppskattas genom att upprätta en massbalans, se ekvation nedan.

$$C_4(V_1 + V_2 + V_3) = C_1 \times V_1 + C_2 \times V_2 + C_3 \times V_3$$

$$\Rightarrow V_2 = \frac{V_1(C_4 - C_1) + V_3(C_4 - C_3)}{C_2 - C_4}$$

C1 = koncentration i spillvattnet (mg/l)

V1 = spillvattnets flöde (l/dygn)

C2 = koncentration i tillrinnande grundvatten (mg/l)

V_2 =grundvattnets flöde (l/dygn)

C_3 = koncentration i tillkommande nederbörd (mg/l)

V_3 = nederbörds mängd (l/dygn)

C_4 =koncentration i utlopp (mg/l)

Följande antaganden är gjorda i beräkningarna nedan:

- Nederbörden försummad eftersom det inte regnat dagarna innan fältstudien i mars gjordes
- Spädning är enda mekanismen som reducerar kaliumkoncentrationen
- Spillvattnets flöde är 4500 l/dygn
- Kaliumkoncentrationen i tillrinnande grundvatten är 2,7 mg/l

$C_1 = 39$ mg/l, $C_2 = 2,7$ mg/l, $C_3 = 0,11$ mg/l, $C_4 = 7,4$ mg/l, $V_1=4500$ l/dygn, $V_3 = 0$ l/dygn

$$V_2 = \frac{(7,4 - 39) \times 4500 + 0 \times (7,4 - 0,11)}{2,7 - 7,4} = 30260 \text{ liter/dygn}$$

Spädningsfaktorn blir således $30260/4500 = 6,7$

Produktion av organiskt material

Dessa beräkningar är gjorda avseende upptag i biomassa som enda reduktionsmekanism. Således är all eventuell påverkan av spädning inte medtagen.

1 g N ger upphov till 14 g syreförbrukande organiskt material. Kväve tas främst upp i form av ammonium, därför utförs beräkningarna på $\text{NH}_4\text{-N}$.

Spillvattnet som når vattenreningskärret första damm innehåller 63,5 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ och vattnet som når andra dammen har en total kvävekoncentration på 6,67 mg $\text{NH}_4\text{-N /l}$.

$\text{NH}_4\text{-N}$ reduktion inom damm 1: $(63,5 - 6,67) = 56,8$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$

$56,8 \times 14 = 795$ mg syreförbrukande sekundärt organiskt material bildas per liter vatten, antaget att upptag i biomassa är den enda reningsmekanismen.

1 g P motsvarar 100 g syreförbrukande sekundärt organiskt material

Reduktionen av $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentrationen fosfor i damm 1 uppgår till $16,1 - 1,63 = 14,5$ mg/l.

Det innebär således att 1450 mg syreförbrukande sekundärt organiskt material bör bildas per liter vatten.

Fosfat som binds till kalcium

Beräkningarna nedan grundas på antagandet att Kalciumkoncentrationerna inte påverkas av spädning.

$$\text{Ca-reduktion damm 1: } 7,8 - 3,5 = 4,3 \text{ mg/l}$$

$$\text{Per dygn: } 4,3 \times \frac{4500}{1000} = 19,35 \text{ g}$$

$$10 \text{ mol Ca binder } 6 \text{ mol PO}_4^{3-}$$

$$M_{\text{Ca}} = 40,08 \text{ g/mol}$$

$$m_{\text{Ca}} = 19,35 \text{ g/dygn}$$

$$n_{\text{Ca}} = m/M = 19,35/40,08 = 0,48 \text{ mol}$$

$$0,48 \text{ mol Ca} \Leftrightarrow 0,29 \text{ mol PO}_4\text{-P}$$

$$M_{\text{PO}_4\text{-P}} = 30,97 \text{ g/mol}$$

$$m_{\text{PO}_4\text{-P}} = M \cdot n = 30,97 \cdot 0,29 = 8,9 \text{ g/dygn}$$

$$8,9 \cdot 1000/4500 = 2 \text{ mg PO}_4\text{-P/l reduceras med hjälp av Kalcium}$$

Appendix 2- analysrapport brunnsvatten

Analysrapport

Bergums Fritidslantgård
Dockeredsvägen
424 91 Olofstorp



Rapport utfärdad av
ackrediterat laboratorium

Report issued by
Accredited Laboratory



Journalnr	VD014248-08	Sida 1 (2)
Kundnr	8652849-1300671	
Provtyp	Brunnsvatten	
Provtagningsdatum	2008-06-11	
Provet ankom	2008-06-11	
Analyserna påbörjades	2008-06-11	
Analysrapport klar	2008-06-27	
Provs märke	Dockeredsvägen	

Analysnamn	Resultat	Enhet	Mäto.	Ref/instr.	Ort
Antal mikroorganismer vid 22°C, 3 dygn	2	/ml		SS EN ISO 6222	L
Antal koliforma bakterier 35°C	<1	/100ml		SS 028167-2	L
Antal E.coli	<1	/100ml		SS 028167-2	L
Grunnighet storlek	Ingen			SLV 900101	L
Lukt styrka vid 20°C	Ingen			SLV 900101	L
Färgtal	<5	mg Pt/l	± 20 %	SS EN ISO 7887-3 mod	L
Kemisk syreförbrukn, COD-Mn	< 1	mg/l	± 15 %	F.d. SS028118-1	L
pH	8.0		± 3 %	SS 028122-2.Titro.	L
Alkalinitet	86	mg HCO ₃ /l	± 10 %	SS-EN ISO 9963-2	L
Konduktivitet	24	mS/m	± 10 %	SS EN 27888	L
Hårdhet total	1.8	dH		Ber. värde (Ca + Mg)	L
Ammonium-nitrogen	0.050	mg/l	± 15 %	Konelab	L
Ammonium	0.064	mg/l		Konelab	L
Nitrat-nitrogen	<0.1	mg/l	± 20 %	Konelab	L
Nitrat	<0.44	mg/l		Konelab	L
Nitrit-nitrogen	<0.002	mg/l	± 15 %	Konelab	L
Nitrit	<0.007	mg/l		Konelab	L
Fosfatfosfor	0.018	mg/l	± 30 %	Konelab	L
Fosfat PO ₄	0.06	mg/l		Konelab	L
Klorid	18	mg/l	± 15 %	Konelab	L
Fluorid	0.49	mg/l	± 25 %	Konelab	L
Sulfat	18	mg/l	± 15 %	Konelab	L
Radon	57	Bq/l	± 20 %	LidMiljö.0A.01.13	L
Kalcium Ca (end. surgjort)	8.5	mg/l	± 10 %	ICP-AES	L
Koppar Cu (end. surgjort)	<0.02	mg/l	± 10 %	ICP-AES	L
Järn Fe (end. surgjort)	<0.02	mg/l	± 10 %	ICP-AES	L
Kalium K (end. surgjort)	2.7	mg/l	± 10 %	ICP-AES	L
Magnesium Mg (end. surgjort)	2.7	mg/l	± 15 %	ICP-AES	L
Mangan Mn (end. surgjort)	0.055	mg/l	± 15 %	ICP-AES	L
Natrium Na (end. surgjort)	32	mg/l	± 10 %	ICP-AES	L

Mikrobiologisk bedömning:
Tjänligt (enl. SOS FS 2003:17)

Uppdragsgivare:
GAS/N 102 40 CLF
Box 109
401 21 Göteborg

Metallerna är analyserade direkt på konserverat prov.
Förklaring till förkortningar och *, se omstående sida.

Appendix 3- artikel "Reduction mechanisms of phosphorus and nitrogen wintertime in Bergum Water Purification Marsh"

Reduction mechanisms of Phosphorus and Nitrogen wintertime in Bergum Water Purification Marsh

Malin Suneson

Water and Environmental Engineering, Department of Chemical Engineering

ee06ms8@student.lth.se

Abstract

Traditionally wastewater treatment in developed countries is carried out in wastewater treatment plants, using mechanic, chemical and biologic treatment steps. Recently ecosystem based treatment methods have been developed as alternatives and complements to treatment plants. A water purification marsh is one of these ecosystem based methods. The idea behind this treatment method is nutrient transport in food webs. This study focuses on reduction mechanisms during winter conditions in a Nordic climate and is based on water analyses collected in Bergum Purification Marsh in December 2008 – Mars 2009. The results show that dilution strongly affect the nutrient concentration in the purification marsh. This is problematic since dilution does not reduce the amount of nutrients reaching the water course.

Keywords: Nitrogen, Phosphorus, Purification Marsh, Nordic Climate, food webs, wastewater treatment

1. Introduction

The need of wastewater treatment became obvious in the 30ies when lakes turned green and smelly. This problem, called eutrophication, develops when nutrients essential for growth, particularly Phosphorus and Nitrogen are present in too high concentrations. Primary producers assimilate these nutrients from the water and start to grow rapidly. Untreated wastewater contains high amounts of nutrients and therefore has to be treated in order to lower these concentrations and hence prevent eutrophication.

Traditionally wastewater treatment in developed countries is carried out in wastewater treatment plants, using mechanic, chemical and biologic treatment steps. Recently ecosystem based treatment methods have been developed as alternatives and complements to treatment plants. A water purification marsh is one of these ecosystem based methods. The idea behind this treatment method is nutrient transport in food webs. The purification marsh is highly eutrophicated and the nutrients are taken up by primary producers and transported in food webs. In order to reduce nutrient concentration, the nutrients have to be taken up by organisms that leave the purification marsh without returning.

Bergum Water Purification Marsh (BWPM) is situated 30 km northeast of Gothenburg and receives wastewater from a nearby farm (Bergums fritidslantsgård, 2008). This ecosystem based treatment system consists of six shallow ponds, see Figure 1.

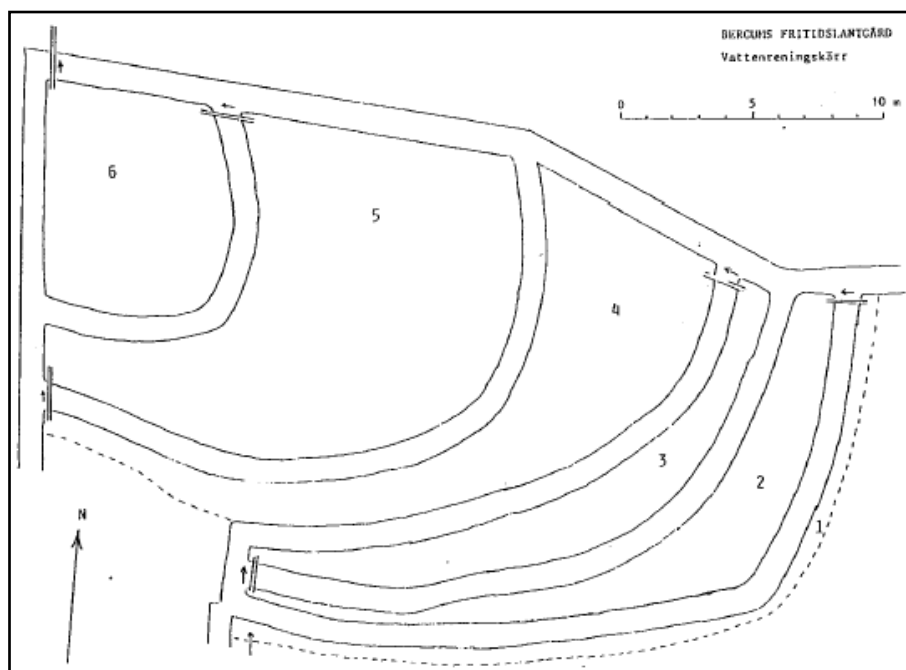


Fig 1. Bergum Water Purification Marsh

The wastewater is led by free flow from the farm to the purification marsh. The first pond receives the wastewater, approximately $4.5 \text{ m}^3/\text{day}$ (Pehrsson, 2001). The water flows through this pond and reaches the second pond, followed by the third pond etc. After passing the sixth pond, the water flows into a small water course.

There are other mechanisms in the purification marsh, apart from assimilation into biomass that are able to perform a concentration reduction of nutrients.

Focus in this report is to evaluate which mechanisms that dominate the nutrient concentration reduction in BWPM, as well as which mechanisms that are inhibited. The study is made wintertime in a Nordic Climate.

2. Methods

Water samples from BWPM were collected twice; in December 2008 and in March 2009. Water was taken from the beginning and middle of each pond, as well as from the outlet of the sixth pond. In total 13 samples was gathered during each collection day, stored in 1 litre plastic bottles. Sediment was collected from the bottom of each pond in December 2008.

The samples were analysed with respect to concentrations of Phosphorus, Nitrogen, Iron, Calcium, Potassium and suspended solids in order to evaluate the treatment capacity of the purification marsh during the winter season. The temperature, pH and oxygen level was also measured.

3. Results

Figure 2 below represents the detected Phosphate concentration ($\text{PO}_4\text{-P}$) in six different measuring points in BWPM and Figure 3 shows the total Phosphorus concentration (tot -P) in the same measure points. The samples from the analyze made in December is shown as dark grey bars while the light grey bars represent the concentrations from the samples collected in March. Pond 1 in represents the Phosphorus concentration of the waste water.

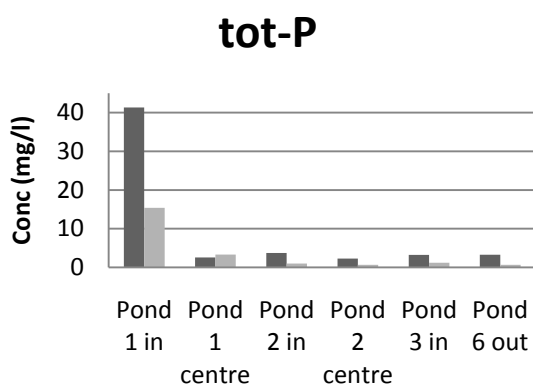


Fig 2. tot-P concentration in BWPM.

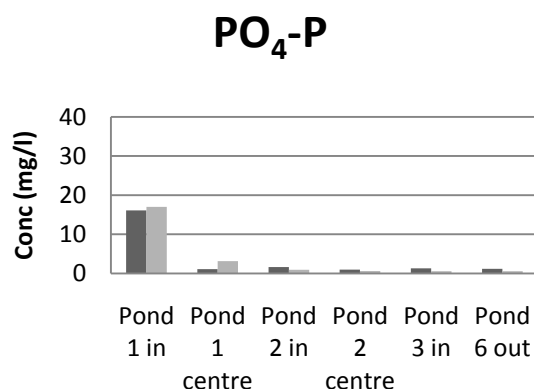


Fig 3. Phosphate concentration in BWPM.

It is seen that the Phosphorus concentration decreases rapid already in the first pond.

The Nitrogen concentrations are also reduced in the purification marsh. Figure 4 shows the detected concentration of the total amount of Nitrogen (tot-N) in four different points. The detected ammonium concentration (NH₄-N) is seen in Figure 5. Also in these figures the samples from December is shown as dark grey bars while the light grey bars represent the concentrations from the samples collected in March.

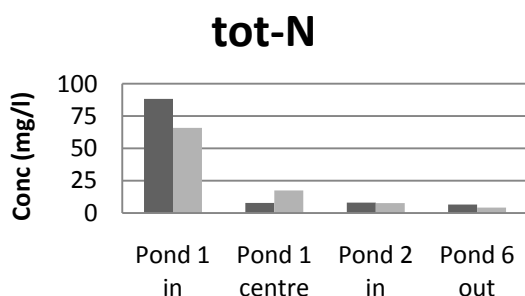


Fig 4. tot-N concentration in BWPM.

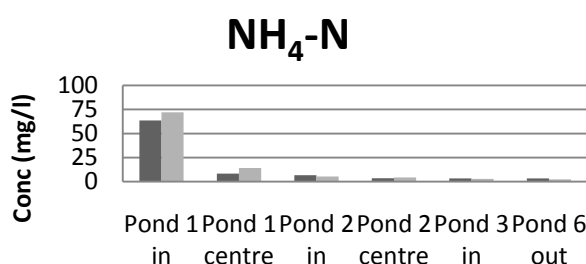


Fig 5. Ammonium concentration in BWPM.

Table 1 shows the detected concentrations of NH₄-N, Kj-N, tot-P and PO₄-P in the sediment of the ponds.

Table 1. Concentrations of NH₄-N, Kj-N, tot-P and PO₄-P in BWPM, 2009-12-09

Sediment	mg TS	NH ₄ -N/ g	mg TS	Kj-N/g mg TS	mg TS	tot-P/g mg TS	mg TS	PO ₄ -P/g
Pond 1		1.29		6.3		1.15		0.82
Pond 2		0.47		3.38		0.81		0.38
Pond 3		0.63		2.63		1.29		0.73
Pond 4		0.63		*		1.31		0.99
Pond 5		0.48		2.3		0.88		*
Pond 6		0.49		2.14		0.98		*

* Errors in the analyse of these concentration

Assimilation into biomass is not the only mechanism in water that is able to perform concentration reduction of nutrients. Also chemical precipitation, dilution, nitrification followed by denitrification, sediment storage, adsorption/ion exchange and ammonia formation and may cause nutrient reductions if the conditions are favourable. These mechanisms are briefly commented below.

Assimilation into biomass

Primary producers need light and suitable temperatures in order to thrive. Generally algae prefer water temperatures between 15 – 25 °C (Larsdotter, 2006). The water temperature was never higher than 2 °C during the measurements. A study of the chlorophyll content in BWPM was made in December 2003 and showed that the plankton population disappeared in the middle of this month (Sobris, 2004).

Chemical precipitation

The metal ions Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} and Ca^{2+} are able to bind phosphate ions and form metal-phosphate complex (Gillberg et al., 2003). This method is usually used at treatment plants in order to precipitate Phosphorus. The same reaction is likely to occur in free water as well. The concentrations of Fe^{3+} , Fe^{2+} and Ca^{2+} was analysed and the results are shown in Figure 6 and Figure 7 below. Aluminium ions are seldom present in significant concentrations and were by that reason not analysed.

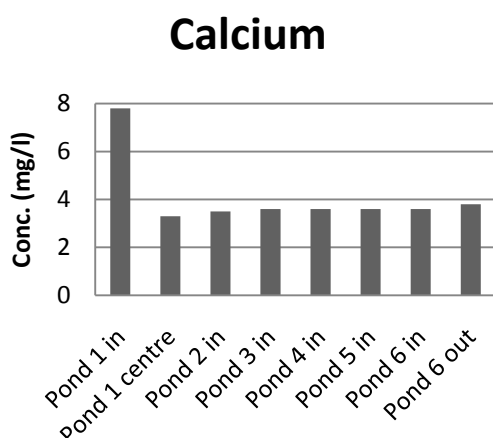


Fig 6. Calcium concentration in BWPM

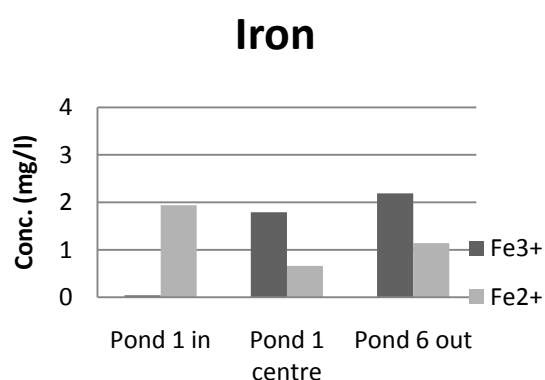


Fig 7. Iron concentration in BWPM.

The concentrations of Calcium and Iron in the water are too low to have a significant impact on the nutrient reduction. The Calcium concentration has to be at least 100 mg/l and the Phosphorus concentration at least 50 mg/l in order to precipitate Phosphorus when at neutral pH (Carlsson, et al., 1997). The concentration of Iron tend to rise instead of decrease when comparing the concentration in pond 1 to the concentration in pond 6, see Figure 7.

Dilution

In order to evaluate the impacts on concentration reduction caused by dilution, the concentration of Potassium was analyzed. Potassium is a rather non-reactive substance that is taken up by organisms only in negligible amounts. It passes the marsh quite unaffected unless dilution has an effect on the purification marsh. Figure 8 below shows the detected Potassium concentration.

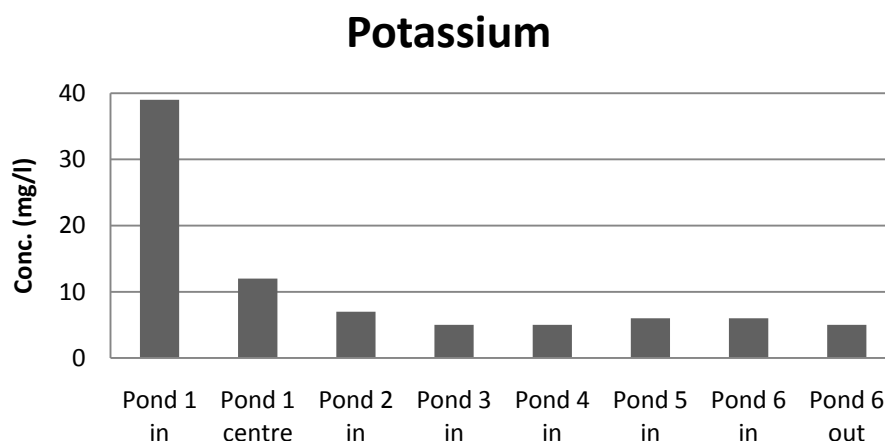


Fig 8. Potassium concentration in BWPM

It is obvious that the Potassium concentration is being strongly reduced in the purification marsh.

Nitrification and denitrification

In water temperatures below 4 °C the rate of nitrification and denitrification is largely reduced (Gillberg, o.a., 2003). The water temperature was below 2 °C when the samples were taken.

Sediment storage

Some of the nutrients that sediment on the bottom will be included in the sediment layers. The main part of the Nitrogen that reach the bottom will return to the water, only a small part will stay in the sediment for a longer period (Tonderski et al., 2002). Phosphorus is more likely to stay in the sediment after settling at the bottom. Though, the strength of the binding to particles is dependent on pH and there is always a risk of Phosphorus release if the pH of the water changes.

Adsorption/Ion exchange

Most of the particles in wastewater are negatively charged and attract positively charged substances for example cations like ammonium (NH_4^+) (Henze et al., 2002). The strength of the binding to the adsorbed ions is dependent on the size of the charge and the size of the molecule ratio (Brady, et al., 2002). This reduction mechanism demands that the sediment layer grows continuously in order to obtain a permanent result.

Ammonia formation

The concentration of ammonium (NH_4^+) and ammonia NH_3 is dependent on the equivalent reaction below (Crites et al., 1998).



In order to displace the equivalent reaction towards ammonia the pH needs to be higher than 9.3. The pH was never higher than 7.2, which implies that this mechanism does not contribute to Nitrogen reduction.

4. Discussion

The concentration of the nutrients Phosphorus and Nitrogen are reduced in the purification marsh. Though, dilution is the mechanism that mainly performs the concentration reduction, caused by groundwater recharge from the surrounding catchment area and precipitation. This is problematic since dilution does not reduce the amount of nutrients reaching the water course and must not be seen as a treatment method. The treatment capacity of the purification marsh is overestimated in earlier studies when only the incoming nutrient concentrations have been compared to the outgoing.

Among the other mechanisms that are able to perform nutrient reduction only sedimentation, adsorption and cation exchange function in winter conditions. Analyses of the sediment show that it contains both Phosphorus and Nitrogen. Further studies have to be made in order to ratify to what extension these mechanisms contribute to the reduction. It is also important to evaluate their long term impact. Besides, the nutrient reduction in BWPM is likely to be higher during the summer season when the conditions are more favourable for biological activities.

The theory that assimilation into biomass is the main key to the concentration reduction in BWPM is apparently highly questionable. Wintertime, there is probably no assimilation at all. The problem that the treatment efficiency changes with seasons is common for all ecosystem based water treatment methods. The fact that they all also demand large areas make them unsuitable for treating larger water flows. Traditional treatment plants are still the way best solution for treating wastewater.

5. Conclusions

Assimilation into biomass is not responsible for the main nutrient reduction in BWPM wintertime, as the creators of the marsh imply.

The main concentration reduction of nutrients in BWPM is caused by dilution which is unable to reduce the amount of nutrients flowing to the nearby water course. Dilution in BWPM is caused by groundwater recharge and precipitation.

Sedimentation, adsorption and ion exchange are other mechanisms that may perform nutrient reduction in BWPM during the winter season. Further studies have to be made in order to make an appreciation of the size of their impact on the reduction.

6. References

- Bergums fritidslantsgård. 2008.** Bergums fritidslantsgård. *Information*. [Online] 2008. [11 03 2009.] <http://www.bergumsfritidslantgard.com/bergum02/index.htm>.
- Brady, Nytle C and Weil, Ray R. 2002.** *The Nature and Properties of soil*. New Jersey : Prentice Hall, 2002.
- Carlsson, Hans., Aspegren, Henrik., Natuscka, Lee., Hilmer, Anders. 1997.** Calcium Phosphate Precipitation in Biological Phosphorus Removal Systems. *Water Research*. 5, 1997, Vol. 31.
- Crites, Ronald W and Tchobanoglous, George. 1998.** *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. United States of America : WCB/McGraw-Hill, 1998. ISBN: 978-0-07-289087-7.
- Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström, A., Pålsson, A. 2003.** *About Water Treatment*. Helsingborg : Kemira, 2003. ISBN 91-631-4344-5.
- Henze, Mogens., Harremoës, Poul., la Cour Jansen, Jes., Arvin, Erc. 2002.** *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Berlin : Springer, 2002. ISBN 3-540-42228-5.

- Larsdotter, Karin. 2006.** *Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate, doctoral Thesis in Biotechnology.* Stockholm : KTH, 2006. ISBN 91-7178-288-5.
- Pehrsson, Olof. 2001.** *Bergums vattenreningskärr; utvärdering av en 5-års period.* Lycke : Ekologi-Konsult, 2001. (in Swedish)
- Sobris, Katarina. 2004.** *Kan ljusanläggning öka reningseffektiviteten vintertid?* Göteborg : Göteborgs Universitet, 2004. (in Swedish)
- Tonderski, Karin., Weisner, Stefan., Landin, Jan., Oscarsson, Hans. 2002.** *Våtmarksboken.* Västervik : Västervik, 2002. ISBN 91-631-2737-7. (in Swedish)