



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 17 015

Examensarbete 30 hp  
December 2017

# Nitrifikation i pulskärr

En studie av Forsmarks avloppsreningsverk  
med SBR och våtmarker

---

Linus Halvarsson

## REFERAT

### Nitrifikation i pulskärr

#### - En studie av Forsmarks avloppsreningsverk med SBR och våtmarker

*Linus Halvarsson*

Avloppsreningsverket i Forsmark renar vattnet med aktivt slam i en satsvis biologisk rening (SBR) reaktor samt med våtmarker. Våtmarkerna består av fyra pulskärr och en damm. Pulskärren är utformade som bassänger fyllda med grus som filtermaterial där ytan är bevuxen. Pulskärren beskickas satsvis med 60 m<sup>3</sup> vatten när någon av SBR-reaktorerna töms, vattnet rinner då ut över ytan samtidigt som det perkolerar ner i bädden. När SBR-reaktorn har tömts är hela pulskärret mättat. Tömningen av pulskärret sker genom ett dränerande gruslager i botten och sedan flödar vattnet vidare ut genom ett ställbart dräneringsrör till slutdammen. Pulskärrens uppgift är att stoppa partiklar och att fungera som ett nitrifierande steg ifall verket i framtiden skulle få ökade reningskrav.

I detta arbete har pulskärrens funktion som nitrifierare av ammonium undersökts. Detta genom att sammanställa befintliga driftdata från reningsverket, fältstudier samt en litteraturgenomgång. Målet med fältstudien var att mäta halten ammonium, nitrat och totalkväve i vattnet som gick in och ut ur pulskärret för att se hur halterna ändrades. Dessutom mättes temperatur, syrehalt, pH och konduktivitet. Provtagningen genomfördes på två pulskärr med tömningstiderna två respektive fyra timmar.

Resultaten visade att ammoniumhalterna halveras i pulskärren. Inkommande ammonium till pulskärren var cirka 3 mg/l under studien men om ammoniumkoncentrationen skulle öka kommer nitrifikationen antagligen ske i liknande utsträckning. Detta då liknande system påvisat sådana resultat. Ökad tömningstid för pulskärren medför ökad nitrifikation, pulskärren bör därför ställas om så att tömning sker under cirka fyra timmar. För att hitta en optimal tömningstid bör vidare undersökningar göras.

Forsmarks avloppsreningsverk möter de reningskrav som ställts med marginal. Trots att detta inte var syftet, avskiljs 80 % av inkommande kväve och det kunde konstateras att den största kväveavskiljningen sker i SBR-reaktorn. Kvävereduktionen har uppstått då verket haft låg belastning samtidigt som mycket syre tillsatts till processen. Då rening genom pulskärr sker efter att vattnet passerat genom SBR-reaktorerna borde luftningen kunna minskas för att istället utnyttja pulskärrens nitrifierande egenskaper.

Svensk kärnbränslehantering AB har planer på att leda lakvatten till reningsverket för att avskilja kväverester, skulle detta ske kommer flödena över pulskärren att öka. Att den hydrauliska belastningen ökar borde inte utgöra några problem då flödena troligen inte kommer överstiga pulskärrens kapacitetsgränser. I extrema fall kan tömningstiden på pulskärren minskas.

**Nyckelord:** Avloppsreningsverk, SBR, Våtmark, Pulskärr, Nitrifikation

Institutionen för energi och teknik, SLU  
Box 7032 SE 75007 Uppsala. ISSN 1401-5765

## **ABSTRACT**

### **Nitrification in vertical flow intermittent loaded soil filter wetland - A study of Forsmark wastewater treatment plant with SBR and constructed wetlands**

*Linus Halvarsson*

Forsmark wastewater treatment plant treats wastewater using an active sludge process in sequencing batch reactors (SBR:s) and followed by constructed wetlands. The wetlands consist of four intermittent loaded soil filters (ILS:s) and a pond. The ILS:s is designed as pools filled with filter material and with a plant-grown surface. One of the ILS:s fills up with water when one of the SBR reactors is emptied. The water flows out over the surface as it percolates into the bed. When the SBR reactor is emptied, the entire ILS becomes saturated. The ILS then drains through a drainage gravel layer at the bottom and further through an adjustable drainage pipe into the dam. The purpose of the ILS:s is to work as extra filter for removal of the remaining particles and escaping sludge. They have also been thought to act as a nitrifying step if the plant would have tougher cleaning requirements in the future.

In this report, the function of the ILS:s as nitrifying steps was investigated by compiling existing operating data from the treatment plant, with conducted field studies and through a literature review. The field study aimed at measuring ammonium, nitrate and total nitrogen in the water at the entering and the outlet in the ILS to see how the different nitrogen concentrations was affected. Temperature, oxygen, pH and electrical conductivity were also measured. The sampling was done on two ILS with different drainage time, two and four hours.

The results showed that the ILS:s nitrifies the incoming water with an average efficiency of 50 % depending on the ammonium concentration in the incoming water. An increased drainage time for the ILS seemed to result in better nitrification. Therefore, the ILS:s should be changed to drain for at least four hours. Should the ammonium concentration increase above 3 mg/l the nitrification rate would probably be about the same. Similar systems such as have shown similar nitrification removal but with higher ammonia concentrations.

Forsmarks wastewater treatment plant meets the purification requirements imposed on the plant with margin. It is remarkable that, without planning for any nitrogen removal, the removal is about 80 % of incoming nitrogen, most of which is removed in the SBR reactor.

Svensk Kärnbränslehantering AB plans to lead leachate to the treatment plant for nitrogen removal. If this plan is fulfilled, the flows through the ILS will increase. This should not be a problem as the total flow through the ILS will not exceed the capacity limits of the ILS. In case of high flows, the emptying time of the ILS:s can be reduced.

**Keywords:** Wastewater treatment plant, SBR, constructed wetlands, Tidal flow, intermittent soil filter, Nitrification

Department of Energy and Technology, SLU  
Box 7032, SE 75007 Uppsala. ISSN 1401-5765

## **FÖRORD**

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar fem års studier på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet.

Detta arbete har varit möjligt att genomföra tack vare företaget WRS AB och min handledare Peter Ridderstolpe som stått för en intressant projektidé samt för kompetens som hjälpt mig i genomförandet.

Jag vill tacka Sahar Dalahmeh vid institutionen för energi och teknik på SLU, som varit ämnesgranskare och lämnat värdefull kritik om mitt arbete.

Jag vill också tacka Forsmarks kraftverksgrupp med Per Bons, Åke Lorenz och Ralf Holm för finansieringen av projektet, att jag fått använda era faciliteter och framför allt att ni alltid varit tillmötesgående och svarat på mina frågor.

När jag behövt svar på frågor har jag kunna knyta tillbaka till föreläsare som jag haft under tiden på universitetet. Tack för att ni tagit er tid att svara på mina mejl.

Linus Halvarsson  
Uppsala Juni 2017

Copyright© Linus Halvarsson och institutionen för energi och teknik, SLU.  
UPTEC W 17 015, ISSN 1401-5765.

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2017.

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

### Nitrifikation i pulskärr

#### - En studie av Forsmarks avloppsreningsverk med SBR och våtmarker

*Linus Halvarsson*

Rening av avloppsvatten har gjorts i alla tider när problem uppstått. Ibland har det handlat om att gödsla marken med vattnet och i vissa fall har det fått stå till sig i dammar. På 1930-talet var föroreningarna så stora att vissa bad i Stockholm stängdes. Det första reningsverket utvecklades för att ta bort fasta partiklar och ämnen som skapar illaluktande och missfärgade miljöer så som organiskt material. Med tiden har fler problem med avloppsvattnet upptäckts, som övergödning. Under 1970-talet byggdes många kommunala verk med statliga stöd för att rena vattnet från kväve som bidrog till denna övergödning.

Naturnära rening i form av våtmarker förekommer i många länder. I Sverige byggdes den första stora våtmarken för spillvattenrening under 1990-talet. Sedan dess har företaget WRS AB arbetat för att tekniken ska användas på flera ställen. Fördelen med att rena avloppsvatten i våtmarker är att inte lika mycket energi behöver användas som i ett tekniskt avloppsreningsverk. Från större våtmarker följer mervärden som till exempel ökad biologisk mångfald och trevliga områden för rekreation.

När ett nytt avloppsreningsverk skulle byggas i Forsmark bestämdes att våtmarker skulle användas som en del i vattenreningen i kombination med ett tekniskt verk. Då ytorna på området var begränsade bestämdes det att pulskärr och en damm skulle byggas. Ett pulskärr är en grusfylld bassäng med växtbevuxen yta som vatten får sila igenom pulsvis. Pulskärren (fyra stycken) i Forsmark har sidorna motsvarande 14 m och 25 m vilket ger arean 350 m<sup>2</sup>. De är cirka 0,35 m djupa och fyllda med filtersand samt har en bevuxen yta av vassgräs. När det tekniska verket renat 60 m<sup>3</sup> vatten skickas det vidare till pulskärret. Där rinner vattnet över ytan samtidigt som det filtreras ner i gruset. Efter en stund är pulskärret fyllt och börjar tömmas. Tömningen sker via ett dränerande gruslager i botten på pulskärret vidare ut genom ett dräneringsrör till dammen. Dräneringsröret kan justeras för hur snabbt pulskärren ska tömmas.

Vattenreningen i pulskärret sker genom att ammoniumkväve fastnar på gruset och på växtdelar när vattnet sköljer förbi. När pulskärren töms fylls luft på i grusets porer. Bakterier som också finns på materialets ytor använder då ammonium och syre för att skapa energi och lämnar nitrat som restprodukt. Denna process kallas nitrifikation. Andra processer som sker i pulskärren är att organiskt material fastnar och andra partiklar fastnar i filtermaterialet. Det organiska materialet omsätts av bakterier.

SKB planerar för att bygga ett slutförvar för uttjänt kärnbränsle i Forsmark. Slutförvaret ska byggas djupt ner i berget och stora bergmassor kommer att behöva sprängas ut och lagras på markytan. Bergupplagen kommer innehålla rester från sprängämnen i form av kväve. När det regnar på högarna kommer kvävet att följa med vattnet. För att inte kvävet ska hamna i havet vill SKB att vattnet renas. Ett alternativ som utretts är att leda vattnet till reningsverket som då måste byggas ut för att klara att rena kväve. Detta skulle även innebära att vattenflödet genom pulskärren skulle öka. Andra alternativ för hanteringen

av lakvattnet från bergdeponierna har tidigare utretts. I en utredning som färdigställdes 2010 fanns förslag på hur vattnet skulle kunna renas i våtmarkssystem som per automatik kompenserar för bergvattnets dåliga näringsvärden. I ett sådant fall skulle reningsverket inte behöva byggas om.

I detta arbete har pulskärrens förmåga att rena vattnet från ammonium undersökts. Undersökningen har gjorts genom att studera statistik från verkets drift och med egna provtagningar. De egna provtagningarna gjordes på två pulskärr som ställts in för att tömmas på olika lång tid, för att se om tömningstiden påverkar kväveomvandlingen. Pulskärren ställdes in på två respektive fyra timmar. Provtagningen gjordes genom att samla vatten som var på väg in i kärret och vatten som rann ut. Dessa prover analyserades sedan för att ta reda på olika kvävefraktioner: ammonium, nitrat och totalkväve. Dessutom togs prover på syrehalten, temperaturen och pH då dessa parametrar är viktiga för kväveomvandlingen.

Resultaten visar att det skedde kväveomvandling i pulskärren, hälften av inkommande ammonium hade omvandlats till nitrat under tiden vattnet var i pulskärret. Pulskärren skulle därför i större utsträckning kunna användas för att avskilja ammonium ur vattnet. Det var tydligt att en längre tömningstid ökade omvandlingen av ammonium.

Reningsverket har kunnat avskilja 80 % av inkommande kväve trots att syftet aldrig varit att helt avskilja kväve. Den största delen av avskiljningen sker i det tekniska verket som renar vattnet innan pulskärren. Detta sker tack vare en låg belastning och att vattnet luftas mycket. Detta gör att koncentrationen av ammonium som rinner ut i pulskärren är ganska låg redan från början. Eftersom pulskärren kan ta hand om ammonium borde luftningen till vattnet i det tekniska verket minskas och därigenom minska omvandlingen av kväve innan pulskärret. Luftningen står för en stor del av energiåtgången i ett tekniskt verk.

Pulskärren bör ställs in för att tömmas under minst fyra timmar. Fortsatta utvärderingar av olika tömningstider bör göras för att hitta en optimal tömningstid.

Pulskärren kommer troligen att klara den ökade vattenflödet som tillkommer vid lakvattnet i reningsverket. Detta då tömningstiderna kan ändras och anpassas till nya flödesregimer.

## ORDLISTA

<b>Ord</b>	<b>Förklaring</b>
Aerobt	Syre finns tillgängligt
Aktivt slam	Den aktiva bakteriemassan vid biologisk rening
Alkalinitet	Mått på vattnets buffringskapacitet, mäts som $\text{CO}_3^{2-}$ eller $\text{HCO}_3^-$
Ammonium	$\text{NH}_4^+$ , Kväveförening med lågt oxidationstal
Anaerobt	Syre är otillgängligt
Anoxisk miljö	En miljö där det finns syre bundet till föreningar men inget löst syre
Autotrof	Organism som får sin energi från oorganiska föreningar och har koldioxid som kolkälla
Avloppsvatten	Vatten som samlats av människor som ska ledas bort att renas
BOD <sub>7</sub>	Ett mått på mängden syre som behövs för att stabilisera en organisk förening biologiskt under 7 dagar
Denitrifikation	Process där nitrat omvandlas till kvävgas av bakterier
Heterotrof	Organism som får kol från organiskt material
Intermittent	Stötvis återkommande
Lakvatten	Vatten som blivit kontaminerat av deponi
Nitrat	$\text{NO}_3^-$ , Kväveförening med högt oxidationstal
Nitrifikation	Omvandling av ammonium till nitrat
Oxidation	Kemisk reaktion där elektroner avges.
pH	Surhetsgrad eller den negativa logaritmen av vätekoncentrationen
Pluggflöden	Ett vattenpaket som flyttar sig i en kanal utan att blandas
Pulskärr	Pulsvis beskickad översilningskärr med dränerande botten
Reduktion	Ämnet tar emot elektroner
SBR	Satsvis biologisk rening, typ av aktivslamprocess som gör alla steg i samma bassäng t.ex. lufta och sedimentera
Specifik yta	Totala ytan på materialet
Spillvatten	Vatten från hushåll
Våtmark	Mark som täcks av vatten under hela eller delar av året.
WRS	Water Revival Systems, ett konsultföretag i Uppsala som arbetar med miljö och vattenvårdsteknik

# INNEHÅLL

Referat . . . . .	I
Abstract . . . . .	II
Förord . . . . .	III
Populärvetenskaplig sammanfattning . . . . .	IV
Ordlista . . . . .	VI
<b>1 Inledning</b>	<b>1</b>
1.1 Syfte . . . . .	2
1.1.1 Frågeställningar . . . . .	2
<b>2 Teori</b>	<b>3</b>
2.1 Kvävecykeln . . . . .	3
2.1.1 Nitrifikation . . . . .	4
2.1.2 Denitrifikation . . . . .	5
2.1.3 Anammox . . . . .	5
2.2 Fosfor . . . . .	6
2.3 Organiskt material . . . . .	6
2.4 Avloppsvatten . . . . .	6
2.5 Lakvatten . . . . .	7
2.6 Hydraulik . . . . .	7
2.7 Våtmarker och naturnära vattenreningsteknik . . . . .	7
2.7.1 Översilningsytor . . . . .	8
2.7.2 Dammar . . . . .	8
2.7.3 Markbaserad vattenrening . . . . .	9
2.7.4 Infiltration . . . . .	10
2.7.5 Intermittent styrt flöde . . . . .	10
2.7.6 Växter . . . . .	10
2.7.7 Fallstudie vattenrening i naturnära system . . . . .	11
2.8 Satsvis biologisk rening (SBR) . . . . .	11
<b>3 Metod</b>	<b>13</b>
3.1 Forsmarks reningsverk . . . . .	13
3.1.1 Slutdamm . . . . .	16
3.1.2 SBR-reaktorernas inställningar . . . . .	16
3.1.3 Pulskärr . . . . .	17
3.1.4 Lakvatten från SKB . . . . .	19
3.2 Datainsamling . . . . .	20
3.2.1 Egenkontroll och processmätningar . . . . .	20
3.2.2 Provtagning . . . . .	20
3.2.3 Analyser . . . . .	21
3.3 Dataanalyser . . . . .	22
<b>4 Resultat</b>	<b>22</b>
4.1 Data från verket . . . . .	22
4.1.1 Egenkontroll . . . . .	22
4.1.2 Processmätningar . . . . .	24



4.2	Provtagningar och analyser på pulskärren . . . . .	27
4.2.1	Nitrifikation i pulskärren . . . . .	28
4.2.2	Tömningstid . . . . .	29
4.3	Ytbelastning . . . . .	30
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>31</b>
5.1	SBR . . . . .	31
5.1.1	Ammonium och syre . . . . .	31
5.2	Pulskärr . . . . .	32
5.2.1	Konduktivitet, pH, syre och temperatur . . . . .	32
5.2.2	Nitrifikation . . . . .	33
5.2.3	Tömningstid . . . . .	33
5.2.4	Osäkerheter i provtagningarna och analyserna . . . . .	34
5.3	Övrig Rening . . . . .	35
5.3.1	Dammen . . . . .	35
5.3.2	Reningsverket . . . . .	35
5.3.3	Sammanfattning . . . . .	36
5.4	Lakvatten . . . . .	36
<b>6</b>	<b>Slutsats</b>	<b>38</b>
6.1	Fortsatta studier . . . . .	38
	<b>Referenser</b>	<b>39</b>
	<b>Bilagor</b>	<b>42</b>
<b>A</b>	<b>Beräkningar</b>	<b>42</b>
A.1	Beräknad volym av pulskärr . . . . .	42
A.2	Specifik yta pulskärr . . . . .	42
A.3	Luftningstider i SBR reaktorn . . . . .	43
<b>B</b>	<b>Prov och analys av pulskärren</b>	<b>43</b>
B.1	16/3 . . . . .	43
B.2	6/4 . . . . .	44
B.3	7/4 . . . . .	44
B.4	13/4 . . . . .	44
B.5	21/4 . . . . .	45
<b>C</b>	<b>Figurer</b>	<b>46</b>
C.1	Totalfosforhalt . . . . .	46
C.2	Nivåer i reningsverket . . . . .	46

## 1 INLEDNING

I takt med att vatten började ledas in i de svenska hemmen uppstod behov av en avloppsvattenhantering (Inrikesdepartement, 1955). Under lång tid skickades vattnet till närmaste recipient men med tiden insågs att rening av vattnet var nödvändigt. De första reningsanläggningarna som byggdes syftade till att ta bort synliga föroreningar, men också syreförbrukande ämnen för att undvika lukt och fiskdöd (Ridderstolpe, 2017). Sedan dess har nya problem med avloppsvatten upptäckts. Med hjälp av statsstöd under 70-talet har reningsapparaterna i avloppsreningsverken och avloppsverken blivit allt större och omfattar fler föroreningar samt större landområden (Balmér et al., 2013). Även reningsmetoder som bygger på naturliga reningsprocesser som infiltration och markbäddar började installeras till hushåll och i mindre anläggningar (Brink, 1962). Rening i våtmarker, som har processer som liknar de i markbäddarna, började byggas runt om i världen när reningsbehovet uppmärksammades. Det finns anläggningar i Tyskland som är upp mot 500 år gamla (Metcalf & Eddy, 1979). Runt många städer togs vattnet ut till odlingslandskapet och kretsloppet slöts (Ridderstolpe, 2017). I Sverige dröjde det fram till 1990-talet innan de första artificiella våtmarkerna togs i drift (Andersson et al., 2005).

2013 invigdes det nya avloppsvattenreningsverket i Forsmark i norra Uppland (fig. 1). Det gamla verket stod på det område där Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) vill bygga sitt slutförvar av uttjänt kärnbränsle. Som reningsprocess för det nya verket valdes satsvis biologisk rening (SBR) i kombination torra och våta våtmarker. Våtmarkerna byggdes för att fungera som skydd mot slamflykt och för att ge extra skydd avseende utsläpp av kväve, fosfor, smittämnen och läkemedelsrester (Ridderstolpe, 2017) samt att rena vattnet om bräddningar skulle behöva göras. Dessa funktioner sågs som viktiga inte minst med tanke på eventuella framtida krav. Vattnet renas först i SBR-reaktorerna innan det rinner vidare till de torra våtmarkerna och slutligen ut den blöta våtmarken. Vattnet provtas och analyseras kontinuerligt vid utsläppspunkten till recipienten enligt reningsverkets egenkontrollprogram för att se att kraven på verket uppfylls (Lagerquist, 2010).



Figur 1. Flygfoto på Forsmarks avloppsreningsverk. I byggnaden finns SBR-bassängerna, till höger syns de fyra pulskärren och dammen. GSD-Ortofoto25 ©Lantmäteriet (2015)

De inledande torra våtmarkerna byggdes som en kombination av översilning och markbädd och beskickas pulsvis. Denna anläggningstyp är ny och benämndes av innovatören Peter Ridderstolpe till pulskärr. Den speciella designen hade syftet att optimera processer för nitrifikation genom att kunna hålla nitrifierarbakterier på dess ytor samt att ge dessa

bakterier tillgång till det syre som bakterierna kräver, men också att filtrera och immobilisera smittämnen, läkemedelsrester mm. En tanke med pulskärren är att de ska kunna fungera som en viktig del i kväveringen och spara energi i den annars energikrävande SBR-processen. Pulskärr är en mycket lämplig kombination med SBR, då tappningen av reaktorerna kan nyttjas för den pulsvisa beskickningen av pulskärren. I Forsmark designades också pulskärren för detta (Ridderstolpe, 2017).

Om några år när SKB bygger slutförvaret för uttjänt kärnbränsle kommer upplag av sprängt berg att lagras i Forsmark. Från dessa lager kommer sprängämnesrester i form av kväve att lakas ut. Ett alternativ som utretts är att rena detta vatten i Forsmarks reningsverk. Om detta sker kommer särskilda processteg behöva byggas för lakvattnet. I detta sammanhang kan användningen våtmarker påverkas (Forsberg, 2017b) och eventuellt vara en tillgång (Ridderstolpe, 2017).

Denna rapport fokuserar på pulskärrens egenskaper som nitrifierare samt ger en bild av hur hela reningsverket fungerar. Befintlig litteratur har studerats för att ge förståelse av reningsverket och av de processer som sker i det. Fokus har legat på de delar i kvävetts kretslopp som är relevant för avloppsvattenrening samt olika våtmarkstyper. En genomgång av reningsverk har gjorts genom att gå igenom relevanta relationshandlingar från processframtagandet samt med platsbesök i samband med fältstudier där driftpersonalen har beskrivit och visat verket med dess funktioner. Befintlig data om reningsverkets funktionalitet har analyserats tillsammans med fältstudier som utförts på pulskärren. Detta för att få en bra bild hur verket och pulskärren fungerar i praktiken.

## **1.1 SYFTE**

Det övergripande syftet har varit att undersöka pulskärren och främst deras kapacitet för nitrifikation. Denna kunskap är viktig för att veta hur naturliga tekniker på ett bra sätt ska kunna kombineras med ett tekniskt reningsverk. För anläggningen i Forsmark kan kunskapen användas för driftoptimering och energibesparing. Kunskapen om pulskärrens funktion kan också vägleda processlösningen för en eventuell hantering av lakvattnet från SKB:s bergdeponi vid verket. För att få bättre förståelse för pulskärrens roll i reningsprocessen undersöks funktionen på hela reningsverket.

### **1.1.1 Frågeställningar**

- Hur fungerar reningsverket i Forsmark?
- Hur fungerar kvävereningen i pulskärren?
- Vad sätter teoretiskt gränsen för nitrifikation och denitrifikation i pulskärren?
- Hur påverkar pulskärrets tömningstid kvävereningen?
- Klarar pulskärren den hydrauliska belastningen om reningsverket skulle ta emot lakvatten från SKB:s bergdeponi?
- Vilken kapacitet för nitrifikation har setts i andra liknande våtmarkssystem?
- Hur effektiva är våtmarkerna i Forsmark i förhållande till andra liknande våtmarkssystem?

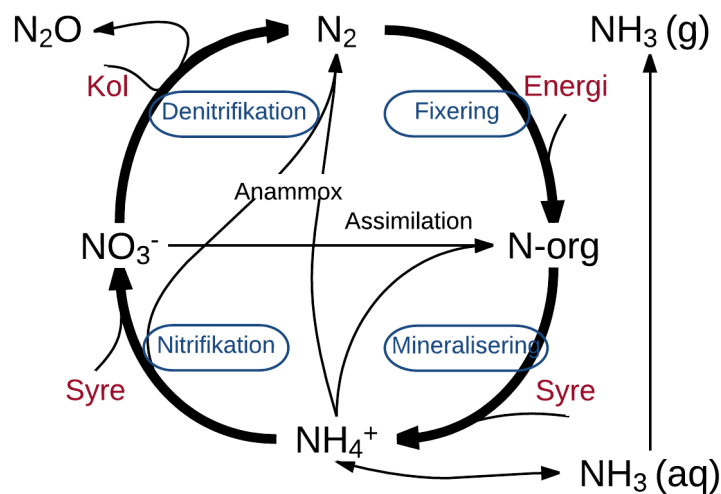
## 2 TEORI

I detta avsnitt beskrivs först kvävecykeln med fokus på nitrifikation och denitrifikation samt lite om fosfors kretslopp. Därefter kommer information om hur kvävet omvandlingsprocesser utnyttjas i olika typer av våtmarkstyper och hur vattenreningen fungerar i de olika våtmarkstyperna. Avsnittet avslutas med att kort beskriva olika typer av förorenat vatten och hur vattenrening i en SBR-reaktor fungerar.

### 2.1 KVÄVECYKELN

Kväve är ett nödvändigt ämne för allt liv och är i form av kvävgas ( $N_2$ ) den största beståndsdel i luften. Kväve kan också orsaka problem i hav och sjöar när det släpps ut från våra avloppssystem. Tre exempel på problem är, hälsorisker i dricksvatten, syrebrist i recipienten och eutrofiering i hav och sjöar. Detta har lett till att kväve renas från avloppsvatten i alla stora anläggningar (Fredriksson & Balmér, 2013).

Kvävet kretslopp är komplicerat (fig. 2). Förenklat uttryckt binds  $N_2$  i form av organiska molekyler (N-org) av vissa organismer. Efterhand mineraliseras dessa föreningar till ammonium ( $NH_4^+$ ) som sedan omvandlas av olika processer. Nitrifikation är en sådan viktig process där ammonium oxideras till nitrat ( $NO_3^-$ ). Både ammonium och nitrat kan assimileras av växande organismer. Via den anammoxa processen omvandlas ammonium och nitrit till kvävgas. I denitrifikationsprocessen omvandlas nitrat till kvävgas och i ogynnsamma förhållanden kan lustgas ( $N_2O$ ) bildas (Vymazal, 2007). Dessa processer beskrivs noggrannare i följande stycken.



Figur 2. En schematisk bild över kvävet kretslopp (kvävecykeln) (Vymazal, 2007)

Kvävgas kan omvandlas till organiskt kväve genom kvävefixering (fig. 2). Detta utförs vanligtvis av bakterier och ofta i symbios med vissa växter. Blixtrar bidrar också till att omvandla kvävgas men här till ammonium genom att energin i blixten till viss del tas upp av föreningen. Ammoniumet binds till / tas upp av växter och sprids uppåt i näringskedjan. När organismerna dör frigörs kvävet till omgivande miljö i form av organiskt kväve och efter hand ammonium (Tonderski et al., 2002).

Till avloppsreningsverken kommer kvävet främst i form av ammonium och organiskt kväve. Väl där bryts den största delen av det organiska kvävet ner till ammonium, så kallad mineralisering (ekvation (ek) 1) (Tonderski et al., 2002). Beroende på vilket pH vattnet har kommer en viss del av ammonium att omvandlas till ammoniak då de står i jämvikt med varandra (ek. 2). Vid pH 7 är det mesta i form av ammonium medan ju högre pH-värde desto mer övergår till ammoniak. I form av ammoniak avdunstar kvävet (ek. 2) och vid pH över 9,3 sker stora förluster (Vymazal, 2007). I en aktivslamprocess binds 10 % till 30 % av kvävet i form av biomassa när organiskt material tas upp av bakterier (Metcalf & Eddy, 2014).

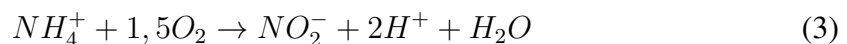


Ammonium är en positivt laddad jon som adsorberas på negativa ytor som mineraler eller organiskt material (Vymazal, 2007).

### 2.1.1 Nitrifikation

Nitrifikation är steget i kvävecykeln (fig. 2) där ammonium oxideras till nitrat. Omvandlingen sker huvudsakligen i syrerika förhållanden, där bakterier utnyttjar syret som elektrondonator för att oxidera kvävet. Bakterierna som utför processen är så kallade kemoototrofer vilket i detta fall betyder att de använder koldioxid som kolkälla (Vymazal, 2007).

Nitrifieringen sker i två steg. I det första steget, som också är det begränsande, omvandlas ammonium till nitrit (ek. 3) av bakteriesläktena *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus*, *Nitrosococcus* och *Nitrosomonas* (Vymazal, 2007, Fredriksson & Balmér, 2013). Därefter följer oxidationen av nitrit till nitrat av andra bakterier (ek. 4) (Fredriksson & Balmér, 2013). Enligt Vymazal (2007) kan bakterierna som utför oxidationen av nitrit använda organiskt kol som kolkälla och behöver inte använda koldioxid då det finns organiskt kol tillgängligt.



Att använda koldioxid som kolkälla är en energikrävande process som gör att nitrifierarna växer långsammare än bakterier som tar upp organiskt kol. Det betyder att de nitrifierande bakterierna måste ges tid för att kunna växa (Fredriksson & Balmér, 2013). Andra faktorer som påverkar nitrifieringen är temperatur, pH, alkalinitet, koncentrationen av oorganiskt kol, ammoniumkoncentration och syrekoncentration (Vymazal, 2007). Bakterierna är även känsliga för olika ämnen med giftverkan (Fredriksson & Balmér, 2013).

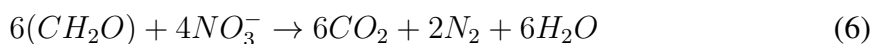
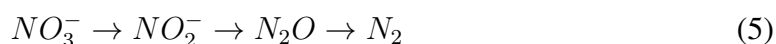
Den optimala temperaturen för nitrifikation ligger mellan 25 och 35 °C men vissa bakterier nitrifierar ner till 4 °C (Vymazal, 2007). Vid undersökningar av en översilningsyta utanför Paris sågs ingen försämring av nitrifikationen mellan sommar- och vintersäsongerna

(Metcalf & Eddy, 1979). För att nitrifikationsprocessen ska fungera bra bör pH ligga mellan 6,6 och 8,0. Har vattnet en hög alkalinitet kan det buffra mot den försurning som nitrifikationsprocessen skapar. Om vattnet har för låg alkalinitet kommer pH att minska och processerna störs (Vymazal, 2007).

I våtmarker sker nitrifikationen i vattnet och på laddade ytor som lerpartiklar eller humus (Tonderski et al., 2002). Enligt Vymazal (2007) ligger nitrifikationen i våtmarker mellan 0,01 och 2,15 g N / m<sup>2</sup> d med medelvärdet 0,048 g N / m<sup>2</sup> d. I vertikala biobäddar uppskattas att 0,8 g NH<sub>4</sub> / m<sup>2</sup> d kan nitrifieras, beräknat på den specifika ytan (Ullman & Ridderstolpe, 2017).

### 2.1.2 Denitrifikation

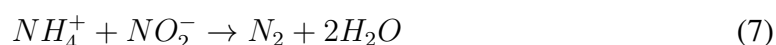
Denitrifikation är steget i kvävecykeln (fig. 2) där nitrat omvandlas till kvävgas (ek. 5) eller i vissa fall lustgas. Denitrifikationen utförs av olika denitrifierade bakterier (denitrifierare). Denitrifiering kan vara både en heterotrof och en autotrof process men den heterotrofa processen är vanligare och mer effektiv (Vymazal, 2007). I reningsverk utnyttjas oftast den heterotrofa processen men den autotrofa förekommer (Metcalf & Eddy, 2014). Denitrifierarna använder syre som elektronacceptor vid oxidation av organiskt material om syre finns tillgängligt. När syret tar slut använder mikroorganismerna istället nitrat, nitrit (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) och lustgas (N<sub>2</sub>O) som elektronacceptorer när organiskt material (CH<sub>2</sub>O) oxideras. Ordningen på reduktionen visas i ek. 5 (Tonderski et al., 2002) och den fullständiga reaktionen i 6 Vymazal (2007).



Det som behövs för denitrifikation är en syrefattig miljö, nitrat, kol, temperatur mellan 0 till 70 grader och pH mellan 6 och 8 (Vymazal, 2007, Fredriksson & Balmér, 2013). Ett lättillgängligt kol kan öka denitrifikationen flera gånger Taylor & Townsend (2010). Även i syrerika miljöer förekommer det denitrifikation då partiklar på mikronivå kan flockas och stänga ute syre (Fredriksson & Balmér, 2013). I ogynnsamma förhållanden t.ex. i kallt väder eller vid låga pH riskeras att denitrifikationen inte fullbordas utan att processen stannar på lustgas som släpps ut i atmosfären (Tonderski et al., 2002).

### 2.1.3 Anammox

Anaerob ammoniumoxidation eller anammox är en process där nitrit och ammonium omvandlas till kvävgas (ek. 7) (fig. 2). Processen började uppmärksammas under 90-talet (Vymazal, 2007) och används idag i flera avloppsreningsverk i Sverige (Ellwerth-Stein, 2012). De bakterier som utnyttjar anammoxa processer har hittats i många naturliga miljöer och trivs bra i våtmarkerna där syret förekommer i lagom (små) mängder och det finns gott om ammonium (Erlar et al., 2008).



Det pågår mycket forskning kring anammoxa processer för att öka förståelsen. Förutom reaktionen (ek. 7) finns en del teorier om att även nitrat kan användas istället för nitrit

(Erler et al., 2008). Wu et al. (2014) skriver att intermittent beskickning (eng: tidal flow) av våtmarker skulle kunna främja dessa anammoxa processer. Men att hitta ett system som omvandlar ammonium till nitrit utan att omvandlingen går vidare till nitrat är en utmaning.

## 2.2 FOSFOR

Fosfor är ett av de vitala näringsämnen och ofta det näringsämne som begränsar tillväxten av primärproducenter i sjöar. Utsläpp av fosfor till recipient kan därför orsaka övergödning i dessa (Balmér et al., 2013). Till skillnad mot kväve har fosfor ingen gasform vilket gör att kretsloppen ser helt olika ut. Fosfors kretslopp i en våtmark går mellan vattenlöst fosfat ( $\text{PO}_4^{-3}$ ) till organiska föreningar i levande och döda organismer samt o-organiska föreningar (Kadlec & Knight, 1996). Fosfat kan adsorberas till laddade partiklar i vattnet eller tas upp av bakterier och växter där det binds in i dess organiska massa. Dessa föreningar kommer med tiden att hamna i bottensedimenten där det omvandlas till fosfat igen som antingen binds fast till olika mineraler eller läcker tillbaka till vattnet (Tonderski et al., 2002). De svårslösliga fällningar som bildas riskerar att lösas under ändrande förhållanden. De processer som reglerar fosfors uppbindning i våtmarker är: anhopning i mulliga jordar, adsorption till främst järn och mangan, mikrobiellt och växtupptag, mineralisering och sedimentation (Vymazal, 2007).

När syrenivåerna minskar i våtmarkens sediment kommer denitrifiering igång och nitrat används som elektronacceptor. Skulle nitratnivåerna minska för mycket kan järn och mangan börja oxideras och fosfor desorberas från ytorna av järn och mangan. Om pH 8 överstigs börjar fosfor lösa sig från komplexbindningar och vid högre pH-värde accelereras processen (Vymazal, 2007, Tonderski et al., 2002).

## 2.3 ORGANISKT MATERIAL

Det organiska materialet skapar problem när det släpps ut i recipienten. Det handlar framför allt om att syret som går åt vid nedbrytningen av materialet riskerar att ta slut vilket ändrar förutsättningarna för djur och växter i vattnet. När spillvatten började renas var det främst för att få bort dessa ämnen (Balmér et al., 2013). Mängden syrekonsumerande ämnen, i allmänhet organiskt material, mäts i hur mycket syre som förbrukas i ett standardiserat test när mikroorganismer omsätter ämnet. BOD (eng: biochemical oxygen demand) är tillsammans med COD (eng: chemical oxygen demand) och TOC (eng: total organic carbon) de vanligaste metoderna för att avgöra vattnets innehåll av organiskt material (Metcalf & Eddy, 2014).

## 2.4 AVLOPPSVATTEN

Avloppsvatten kan vara spillvatten, dräneringsvatten, dagvatten samt inläckage av grund och ytvatten. Spillvattnet är det som helst ska ledas till reningsverket för att renas. Spillvatten är vattnet som spolas ner i avloppet från arbetsplatser och hushåll. Det rör sig om bad-, disk- och tvätt (BDT)-vatten, klosettwater samt förorenat vatten från rengöring av lokaler och diverse processer på arbetsplatser. Vattnet späds ofta ut på grund av inläckage. I snitt är mer än 50 % av vattnet som kommer till reningsverket inläckt till ledningsnätet (Balmér et al., 2013). Den genomsnittliga mängden spillvatten från varje person visas i tabell 1 80 % av kvävet i spillvatten är i form av ammonium (Balmér et al., 2013). Kon-

duktiviteten för avloppsvatten ligger för flera stora svenska avloppsreningsverk på mellan 50 till 150 mS/m (Levlin, 2007).

Tabell 1. Genomsnittsvärden och genererade föroreningar från en persons BDT-vatten och klosett-vatten till reningsanläggningen (Balmér et al., 2013).

Spillvatten l/p d	Torrsubstans mg/l	BOD <sub>7</sub> mg/l	Kväve mg/l	Ammonium mg/l	Fosfor mg/l	Kalium mg/l
200	720	360	70	55	10,5	20,5

## 2.5 LAKVATTEN

Lakvatten är vatten som varit i kontakt med deponerat material. Det kan bland annat röra sig om gamla soptippar eller bergupplag. Beroende på innehållet i lakvattnet och utsläppskrav till recipienten måste vattnet renas (Naturvårdsverket, 2008). Lakvatten från bergupplag innehåller ofta låga halter kväve speciellt om upplaget blivit ursköljt några gånger, koncentrationerna kan stiga betydligt när nysprängt berg genomsköljs av regn, halter upp till över 300 mg/l är inte ovanliga. Kvävet brukar förekomma som 50% ammonium och 50% nitrat. Vattnet är i övrigt näringsfattigt (Ridderstolpe & Stråe, 2010). Tidigare renades lakvatten från deponier ofta i de kommunala reningsverken. Detta bör dock undvikas då vattnet ofta är dåligt anpassat till reningsverkens biologiska processer. Lakvattnet tas istället omhand lokalt (Arvidsson et al., 2012).

## 2.6 HYDRAULIK

Hydraulik handlar om hur olika vätskor rör sig. När det gäller vatten i mark används begrepp som hydraulisk konduktivitet porositet och specifik yta. Hydraulisk konduktivitet är ett mått på hur snabbt ett medium släpper igenom vatten. För t.ex. fingrus som använts i pulskärren i Forsmark (avsnitt 3.1.3) är kornstorleken 2 till 6 mm, vilket innebär att den hydrauliska konduktiviteten är mellan  $10^{-1}$  och  $10^{-3}$  m/s under mättade förhållanden (Grip & Rodhe, 2016). Vattnet kommer att rinna långsammare om omättade förhållanden uppstår eftersom bara en del av porerna används i detta flöde. Porositet är hur mycket tomrum som finns i marken och mäts i procent (Grip & Rodhe, 2016). I våtmarker används begreppet hydraulisk belastning (flöde/ytenhet), uppehållstid för vattnet och specifik yta. Hydraulisk belastning är ett bra mått att använda i jämförelser mellan olika våtmarker då det totala flödet till våtmarken och dess yta ofta är olika från fall till fall. Den specifika ytan är summan av ytorna på varje partikel i materialet. Dessa parametrar används för att dimensionera storleken på våtmarken (Tonderski et al., 2002).

## 2.7 VÅTMARKER OCH NATURNÄRA VATTENRENINGSTEKNIK

Våtmarker eller artificiella våtmarker (eng: constructed wetland (CW)) har ingen bestämd definition. I denna text innefattar våtmarker system som dammar, översilningsytor och flöde i rotzonen vilket även Jenssen et al. (2005) använt. Markbäddar och infiltration som är nära besläktade med våtmarker benämns som naturnära vattenreningsteknik i denna rapport. Alla våtmarkstekniker bygger på naturliga processer i vattnet och i jord där både kemiska och biologiska reaktioner sker.

Större våtmarker började användas för rening av spillvatten i Sverige under 1990-talet



(Andersson et al., 2005) medan infiltrationsanläggningar för enskilda avlopp har byggts sedan vattenledningar började byggas in i hushållen. På 1950-talet infiltrerades avloppsvattnet i en tredjedel av de enskilda anläggningarna (Inrikesdepartement, 1955). I USA och Europa har våtmarker för vattenrening byggts sedan tidigt 1900-tal, byggandet tog ordentlig fart under 1980-talet (Kadlec & Knight, 1996).

Att rena spillvatten i våtmarker kräver ofta lite energi men tar istället stora ytor i anspråk. I flera fall används större våtmarker som rekreationsområden (Tonderski et al., 2002). Det finns flera olika typer av våtmarker och ofta kombineras dessa för att våtmarken ska uppnå önskade egenskaper (Wu et al., 2014). Principerna för de nämnda våtmarkstyperna beskrivs i texten nedan; flödesstyrning och växters roll i våtmarker tas också upp i avsnittet.

### **2.7.1 Översilningsytor**

Översilningsytor (eng: overland flow) är byggda så att avloppsvattnet rinner över en växtbevuxen lutande markyta. I detta flöde sker en fysisk, kemisk och biologisk rening. Det bildas biofilmer på ytorna i översilningen där kväve binds upp genom kemisk sorption för att sedan omvandlas till nitrat. Översilningsytor används som efterpolering av behandlat vatten eller som en kväve/BOD avskiljare där den fungerar lika bra som konventionell rening (Metcalf & Eddy, 1979). Översilningsytan bör föregås av någon förbehandling så att i alla fall fett och grus inte följer med och förstör fästytorna. För att få en bra patogenavskiljning bör översilningen kombineras med annan reningsteknik som t.ex. dammar eller ett tekniskt verk (Metcalf & Eddy, 1979). Lutningen på ytan bör vara mellan 1 % till 6 % och den hydrauliska belastningen mellan 10 - 100 mm/d (Kadlec & Knight, 1996). Vattenregimen över en översilningsyta är viktig då långa torrperioder ökar nitrifieringen medan alltför långa perioder av torka riskerar att torka ut biomassan och göra den ineffektiv (af Petersens, 1999)

En studie av avloppsvatten rening i översilningsyta i Paris visade sig att reningseffekten var jämförbara mellan vinter- och sommarmånaderna. Detta då flera mikroorganismer bildades för att täcka upp den minskade metabolismen hos varje individ (Metcalf & Eddy, 1979). Den hydrauliska belastningen på översilningsytor för efterbehandling ligger mellan 20 mm/d till 60 mm/d (Metcalf & Eddy, 1979). Två viktiga mekanismer i kväverening är den biologiska reningen och växtupptaget. Den biologiska reningen går ut på att det bildas en biofilm där nitrifierare kan verka, ofta bildas ett aerobt-anaerobt dubbellager där det förutom nitrifikation även förekommer en viss denitrifikation. Fosforavskiljningen på ytan är marginell då ingen perkolation sker, dock fastnar en del fosfor i biofilmen. För metaller ligger reningen på 90 % respektive 98 % för tungmetaller. Metallerna binds upp i det organiska materialet. Typisk längd på en översilningsyta är 36 m - 46 m (Metcalf & Eddy, 1979).

### **2.7.2 Dammar**

En damm är ett grävt eller invallat område fyllt med vatten. Att använda dammar för att rena avloppsvattnet är en av de äldsta vattenreningsteknikerna (Kadlec & Knight, 1996). Tekniken är billig och kräver liten teknikkunskap vilket underlättar driften (Varón & Mara, 2004). Det finns många olika typer av dammar med olika djup och tillsatser. I dam-

mar kan långa uppehållstider skapas vilket främjar sedimentering av även små partiklar. I dessa miljöer uppstår ofta syrefattiga förhållanden vilket missgynnar att ammonium nitrifieras. I dammar med rik undervegetation kan nitrifikation och denitrifikation förekomma samtidigt och under sommartid med värme och mycket solljus ge betydande kväverening. För att lyckas etablera denna bottenfauna designas dammarna så att solljus kan nå botten. En aerob zon bildas närmast ytan och en anaerob zon närmast botten. Dammarna avskiljer både organiskt material och totalkväve medan löst fosfor endast avskiljs i små mängder. För att få en bra växtetablering i dammar bör djupet ligga mellan 0,4 m och 1,2 m. Dessa dammar kan belastas med BOD mellan 2 och 15 kg/ha d (Kadlec & Knight, 1996). Kväveavskiljningen i dessa dammar i Mellansverige ligger kring 5,5 kg/ha d (2 ton/ha år) (Ullman & Ridderstolpe, 2017).

### **2.7.3 Markbaserad vattenrening**

Grundprincipen för markbaserad rening är att filtrera vattnet under omättade förhållanden i infiltrationsanläggningar och markbäddar (eng: vertical flow system) vilket bidrar till en bra syresättning och därigenom en bra nitrifikation. I system med horisontella flöden (eng: horizontal flow) är alla porer mättade med vatten. De horisontella flödesbäddarna har ofta syrefattiga förhållanden och kan om det finns nitrit och substrat denitrifiera kvävet (Vymazal, 2007). För att få en bra fosforavskiljning genom filtret bör ett material med god fosforsorberande förmåga väljas (Balmér et al., 2013, Jenssen et al., 2005).

I Sverige och Norge byggs markbäddar för enskilda hushåll en bit ner i marken. Markbäddarna blir mer robusta mot kyla och markytan kan fortfarande användas till annat. (Jenssen et al., 2010). En nackdel är att kopplingen till växter förloras. Filtersanden i dessa markbäddar ska ha en mäktighet på minst 75 cm. Den hydrauliska belastningen bör ligga mellan 20 till 40 mm/d men kan ökas till det dubbla med en genomsläpplig filter-sand (Jenssen et al., 2006).

I större anläggningar anläggs ofta öppna markbäddar. Fördelen med öppna markbäddar är att de kan drivas med högre hydraulisk belastning och de är lättåtkomliga för kontroll och underhåll. Den hydrauliska belastningen i dessa markbäddar är upp till 150 mm/d och kan ha en driftbelastning på 300 mm/d. Markbädden belastas intermittent med vila och belastning mellan 1 till 1 och 1 till 2. Reningsgraden ökar om uppehållstiden i markbädden blir längre (Norin et al., 2005). Den svenska traditionen är att bygga täckta markbäddar med självfall genom systemet (Ridderstolpe, 2009). Utomlands byggs oftast öppna bäddar, ofta med inplanterade vass-växter. Dessa hjälper till med bland annat syretransport och att skapa substrat till bakteriernas metabolism (Vymazal, 2007).

I Norge har markbaserad rening byggts med biorening som ett föregående steg sedan 1991. Systemens popularitet grundar sig i att de har bra reningsresultat och kräver lite underhåll. Systemen som byggs är en kombination mellan vertikala flödesbäddar (biobäddar) med hög belastning och markbäddar med horisontella flöden (Jenssen et al., 2005). En sammanställning av Jenssen et al. (2010) på liknande system i Norden visade att fosforavskiljningen kan ligga över 94 % beroende på filtermaterial, kväveavskiljningen ligger mellan 32 % till 66 % och BOD minskats med över 80 %. Efter cirka 15 år har filtermaterialet mättats på fosfor och ska bytas ut. Det gamla materialet kan användas som

fosforgödning (Jenssen et al., 2005).

#### **2.7.4 Infiltration**

Att filtrera avloppsvatten genom jord har pågått länge och under 1800-talet började metoden användas mer systematiskt (Brink, 1962). Till skillnad mot markbäddarna där vattnet samlas upp igen efter reningen tillåts vattnet perkolera ner i grundvattnet. Vattnet renas i materialet med samma processer som i markbäddar. Infiltrationsanläggningar har normalt sett bra avskiljning av BOD och fosfor. Infiltration kommer sätta igen efter en tid men den tiden kan förlängas med olika reningssteg innan infiltrationen. Det finns två varianter av infiltrationsanläggningar, öppen infiltration och täckt infiltration. I anläggningar som endast servar ett hushåll är det vanligast med täckt infiltration medan för lite större anläggningar, upp till 2000 pe. är det vanligare med öppna infiltrationsanläggningar (Balmér et al., 2013).

#### **2.7.5 Intermittent styrt flöde**

Med intermittent styrt flöde (eng: tidal flow) menas våtmarker där vattnet pumpas in i reningssteget under en puls (Norin et al., 2005), sedan står våtmarken och torkar medan vattnet rinner undan. Dessa sekvenser upprepas och kan ske flera gånger per dag. Eftersom porerna i våtmarken fylls och töms med vattnet fylls de även med ny syrerik luft när vattnet rinner undan. Den största delen av nitrifieringen sker när ammoniumjonerna som adsorberats i materialet får kontakt med syret då vattnet drar undan. Nitratet hamnar i det kvarvarande porvattnet där det till viss del kan denitrifieras med det kvarvarande kolet som elektronacceptor. Egenskaperna i våtmarken beror på flera faktorer som vilka sekvenser de körs med, hur syre kan transporteras ner i marken, tillgången på organiskt material med mera. Studier tyder på att den bästa reningen sker med relativt korta mättade förhållanden och längre perioder med omättade förhållanden (Wu et al., 2014).

Våtmarkens katjonbyteskapacitet har visat sig ha stor betydelse för den intermittent styrda våtmarkens ammoniumreningskapacitet då mer ammonium kan adsorberas i de mättade förhållandena för att sedan nitrifieras i de omättade perioderna. Om ett ammoniumrikt vatten med lite kol ska renas kan intermittent styrda våtmarker användas för att omvandla ammonium till nitrit som sedan kan användas i en anammox process (Wu et al., 2014).

#### **2.7.6 Växter**

Växter har olika funktioner i våtmarker. Bland annat absorberar de näringsämnen när de växer och biofilm växer på växtdelar och ger upphov till ytterligare biologiska processer. Rötterna hjälper till att stabilisera våtmarken och när syre transporteras till rötterna läcker en del till bakterier (Tonderski et al., 2002). Avskiljningen av kväve till följd av växtupptag är låg, endast i tropiskt klimat kan en betydande kväveavskiljning påvisas (Vymazal, 2007, Tonderski et al., 2002). Växternas rötter kan användas som en yta där mikroorganismer kan växa till och när växten dör kan heterotrofa bakterier använda kolet från rötterna i dess metabolism (Wang et al., 2016).

Växter som planterats över en markbädd med horisontellt flöde bidrar till att avskilja kväve (Jenssen et al., 2005). Hur växter är kopplade till mikroorganismerna beror bland annat på växtart och klimat. Forskning behövs för att kunna fastslå hur växter påverkar

mikroorganismerna (Wang et al., 2016). För övrigt hjälper växter till att isolera marken mot kyla vintertid vilket främjar den bakteriella metabolismen (Wu et al., 2014). Rötterna håller även marken öppen när de tar sig fram i jorden vilket leder till minskad igensättning av porerna i marken (Geller et al., 1990, Norin et al., 2005).

### **2.7.7 Fallstudie vattenrening i naturnära system**

För att uppnå bra kväveavskiljning kombineras ofta olika tekniker. Till exempel passar markbäddar med vertikalt flöde bra tillsammans med horisontellt flöde om både nitrifikation och denitrifikation ska uppnås (Vymazal, 2007). I tabell 2 visas några exempel på olika våtmarksanläggningar och hur bra de har renat vattnet från BOD och kväve. De flesta studerade exemplen är kombinationer av olika reningstekniker eller ligger som ett steg i en reningsprocess. Från de större våtmarkerna ses att översilningsytan i Nynäshamn har bra nitrifierande förmåga då 56 % av ammoniumet nitrifierats (af Petersens, 1999). Jämförs de små anläggningarna i tabell 2 har den danska anläggningen med vertikalt flödet och infiltrationsanläggning bra nitrifikation. Anläggningarna Norge N2, Norge N3, och Sverige S2 har ett försteg där vattnet sprayas på en yta med mycket porer, ett så kallat biofilter. Dessa system har visat på bra nitrifiering och tillsammans med den efterföljande våtmarken har klarat systemen att rena olika föroreningar (Jenssen et al., 2010). Sammantaget visar tabellen på att system där vattnen får bra tillgång till syre ger bra nitrifikation.

I de spillvattenvåtmarker som konsultföretaget WRS förordar för kvävereduktion sker en omväxlande dränkning och dränering av våtmarkens mark- och växtskikt. I dessa våtmarker sker en inbindning av ammoniumjonen till negativa laddade ytor såsom humussyror och lerpartiklar vid dränkningstillfället. Vid torrläggning ligger ammoniumjonerna kvar i tunna vattenfilmer och syret från luften tillgängliggörs för oxidering av ammoniumjonen (Wittgren et al., 1994). Dessa våtmarker är således ett mellanting mellan limniska och terrestriska miljöer och kallas därför av WRS för ”torra våtmarker” (Ridderstolpe, 2017).

## **2.8 SATSVIS BIOLOGISK RENING (SBR)**

SBR är en typ av tekniskt reningsverk som använder aktivt slam för att rena vatten från organiskt material, totalkväve, ammonium och fosfor beroende på vilka inställningar som verket körs med. Tekniken går ut på att göra alla steg som behövs i en aktivslamprocess i en bassäng istället för att ha flera bassänger där vattnet leds runt mellan de olika processerna. Typisk körs SBR-reaktorn enligt följande schema: (fig. 3) (Metcalf & Eddy, 2014).

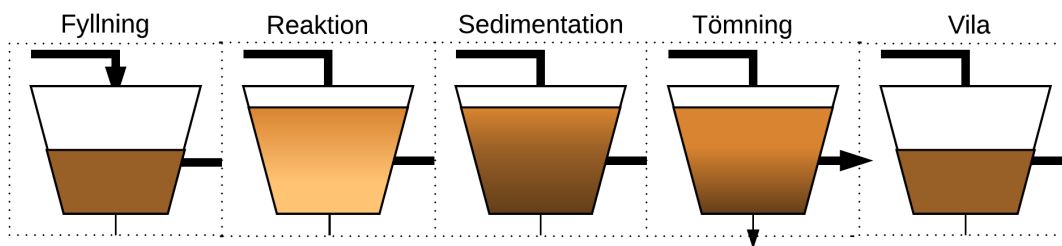
- Fyllning - Reaktorn fylls
- Reaktion - Vattnet i reaktorn: omrörs, luftas och/eller kemikalier tillsätts beroende på vilken reaktion som ska ske.
- Sedimentering - Slammet får sjunka mot botten
- Tömning - En del av slammet tas bort, Det översta skiktet med rent vatten dekanteras
- Vila - Reaktorn väntar på nästa sats

Tabell 2. Reningsresultat i olika typer av våtmarker

Anläggningar	Ref.	Typ	Yta	Q (m <sup>3</sup> /d)	Ytbel. (mm/d)	N- Bel. (mg/m <sup>2</sup> d)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)		NH <sub>4</sub> -Bel. (mg/m <sup>2</sup> d)	Nitri- fikation	BOD <sub>7</sub> (mg/l)		Mineral- isering	Kom.
							In	Ut			In	Ut		
Oxelösund	1	ÖD	23 ha	4603	20	480	17	12	340	29%	22	3,9	82%	
	1	ÖD	23 ha	4396	19	300	12	7,7	230	36%	11	3,2	71%	
Nynäshamn	1	ÖD	28 ha	4550	16	590	37	16	590	57%	35	3,9	89%	
	1	ÖD	28 ha	5218	19	420	9	4,5	170	50%	9,7	3	69%	
Nynäshamn	2	Ö	3,6 ha	4600	128	4510	33	25	4260	24%	-	-	-	
North Dakota	3	D	37,5 ha	2690	7	-	11	8	80	31%	31*	2,4*	92%	
Kentucky	3	DH	5+3-1,5 ha	2801	5,4	79	4,8	8	30	-67%	30,4	11,7	62%	i
Sverige S2	4	H	70 m <sup>3</sup>	2 hus	9,3**	-	20,2	15,9	-	21%	37,2	32,7	12%	ii
Norge N2	4	H	12 m <sup>3</sup>	2 hus	54,2**	-	12	13,4	-	-12%	7,9	5,4	32%	ii
Norge N2	4	B	6,8 m <sup>2</sup>	2 hus	95,6**	-	67,3	12	-	82%	174	7,9	95%	iii
Norge N3	4	H	60 m <sup>3</sup>	3 hus	16**	-	22,5	14,5	-	36%	23	7,1	69%	iv
Wolfsberg	5	V	-	-	-	-	-	-	-	-	56,3*	3,4*	94%	v
Danmark	6	V	8 m <sup>3</sup>	4 pe	-	-	18	0,4	-	98%	320*	2*	99%	vi
Norrälje	7	V	-	1 hus	40-80	-	60	7,5	3620	88%	258	38	86%	vii

\* BOD<sub>5</sub>. \*\* Uppskattad utifrån ett medelhushåll på 2,5 personer a 200 l/p och en hemmavaro på 65%.

1. Flyckt (2010), 2. af Petersens (1999), 3. Kadlec & Knight (1996), 4. Jenssen et al. (2010), 5. Luederitz et al. (2001), 6. Brix & Arias (2005), 7. Pell (uå). D = damm, H = horisontellt flöde i våtmark, V = vertikalt flöde i våtmark, I = infiltrationsanläggning, B = Biobädd  
 Ö = översilningsyta. i. Flödet växlar mellan infiltrationerna, ii. Efterpolering och fosforfälla, iii. Biobädd, iv. Efterpolering och fosforfälla, v. Sitter efter en damm, vi. BDT vatten från ett hus, vii. Markbädd



Figur 3. De olika stadierna i SBR-reaktors cykel

Reaktorn töms aldrig helt utan en stor del av vattnet finns kvar för att bevara slammet till nästa cykel (Metcalf & Eddy, 2014). En SBR-reaktor kan användas för flera olika reningssteg beroende på vilka krav som ställts. Ska BOD renas räcker det med en kortare luftning. Ska fosfor avskiljas läggs ofta en kemisk fällning i reaktionssteget. Ska ammonium nitrifieras körs luftningen längre än vid BOD avskiljning. När nitraten ska denitrifieras kan en så kallad fördenitrifikation utnyttjas där inkommande vatten med hög BOD halt blandas med det nitratrika vattnet från tidigare cykler (Fredriksson & Balmér, 2013). När syret tar slut denitrifieras nitraten (Vymazal, 2007)

### 3 METOD

I detta avsnitt beskrivs reningsverket utifrån relationshandlingar, Lagerquist (2010) och Ridderstolpe (2014) som låg till grund vid byggandet tillsammans med gjorda platsbesök och samtal med driftpersonalen. Data från reningsverkets drift har tagits fram och sammanställts för att ge bättre förståelse för de processer som sker i verket. En fältstudie gjordes i syfte att se om det sker nitrifiering i pulskärren samt att öka förståelsen i för vilka processer som leder till nitrifikation.

#### 3.1 FORSMARKS RENINGSVERK

Forsmarks reningsverk invigdes 2013. Anledningen till byggandet av det nya verket var bland annat att platsen som det gamla verket stod på behövdes för SKB:s slutförvar av uttjänt kärnbränsle. Verket byggdes för att rena avloppsvattnet dels från området för kraftproduktion men också från de människor som i framtiden kommer att arbeta med slutförvaret av kärnavfall (Lagerquist, 2010). I snitt sedan drifttagandet har flödet till verket varit 410 m<sup>3</sup>/d (Forsberg, 2017a) med 192 mg BOD<sub>7</sub>/l, 39 mg totalkväve/l och 4,6 mg fosfor/l. Avloppsvattnets mängder och karaktär ändrades beroende på hur många som var på plats i Forsmark. Under veckosluten och större ledigheter minskade spillvattenflödet. Även inflödet av kväve och substrat till bakterierna minskade då (Lorentz, 2017). Verket byggdes därför för att klara stora variationer i belastning. Processen byggdes för att i första hand avskilja BOD och fosfor, men är även förberett för att kunna nitrifiera kväve om sådana krav skulle komma. De utsläppskrav som ställdes på verket är maximalt 10 mg BOD<sub>7</sub>/l och 0,3 mg fosfor/l. Verket designades för att klara flöden enligt tabell 3 (Lagerquist, 2010).

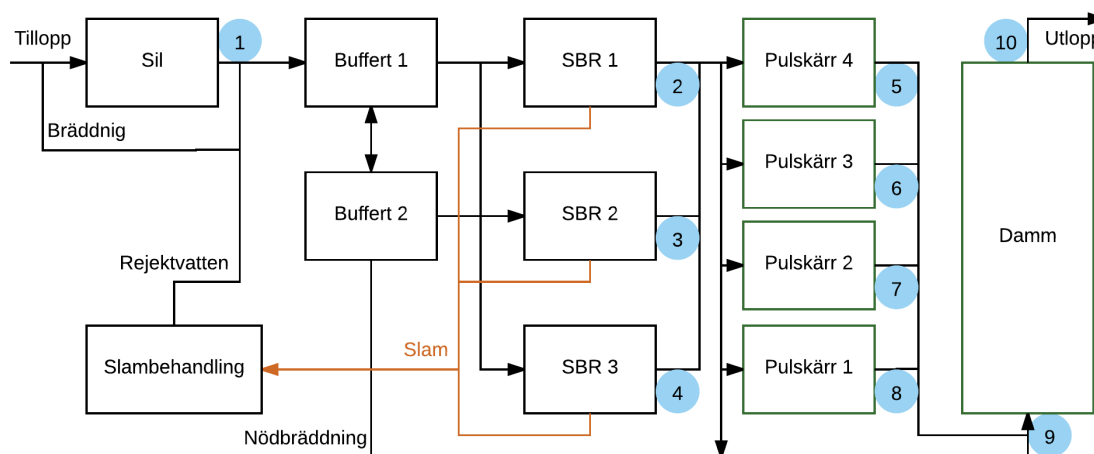
Inkommande vatten till reningsverket är endast anslutet till 50 hushåll som kan utjämna belastningsvariationer. När arbetarna går hem för dagen minskar således flödet till verket. Ledningsnätet är gammalt och har en del inläckage. Under 2016 var det bara hälften

Tabell 3. Reningsverkets designparametrar vilka ska klaras av att renas till godkända nivåer. Verket ska klara fyra gånger  $Q_{dim}$  under en kortare period och tre gånger  $Q_{dim}$  för perioder längre än ett dygn Lagerquist (2010).

Anslutning	$Q_{dim}$ m <sup>3</sup> /h	$Q_{dim}$ m <sup>3</sup> /d	max h $Q_{dim}$ m <sup>3</sup> /h	max d $Q_{dim}$ m <sup>3</sup> /d	BOD <sub>7</sub> kg/d	$P_{tot}$ kg/d	$N_{tot}$ kg/d
1900	41	722	$4 \cdot Q_{dim} \approx 160$	$3 \cdot Q_{dim} = 2166$	133	5	28

så stor produktion av dricksvatten som omhändertagandet av spillvatten. Förekomsten av läckage och den låga närvaron på området under helger leder till att verket då behandlar ett näringsfattigt vatten (Lorentz, 2017).

Reningsverket består av ett tekniskt verk med en sil, två buffertbassänger och tre SBR-reaktorer, därefter följer våtmarker innehållandes fyra pulskärr och en slutdamm (fig. 4). Inkommande avloppsvatten silas och lagras i 210 m<sup>3</sup> stora buffertbassänger (Lagerquist, 2010) där även sedimentation av tyngre partiklar sker (Holm, 2017). Vattnet pumpas vidare till den SBR-reaktorer som står på tur (Lorentz, 2017). Reaktorerna rymmer 260 m<sup>3</sup> varav 80 m<sup>3</sup> kan användas för varje sats (Lagerquist, 2010). När SBR-reaktorerna är redo och det finns vatten i buffertbassängen fylls de och styrs enligt tabell 4 (Bons, 2016). Beroende hur mycket vatten som kommer till verket ändras tiderna i SBR-cykeln. Vid ”lågflöden” pumpas 18 m<sup>3</sup> in under tre steg (totalt 54 m<sup>3</sup>) (Holm, 2017). Detta ses på den röda nivåvisaren i processdiagrammet i bilaga C.2.



Figur 4. En schematisk bild över reningsverket i Forsmark (Lagerquist, 2010). Siffrorna 1 - 10 visar möjliga provtagningspunkter

När en SBR-reaktor töms fortsätter vattnet ut till ett av pulskärren (fig. 4). Pulskärret vattenmätas snabbt och dräneras sakta via ett strypt och reglerbart utlopp till dammen där vattnet rinner runt växtbäddar på väg mot recipienten. Uppehållstiden i dammen är cirka 1 dygn (Ridderstolpe, 2014). Det maximala flödet till verket innan bräddning till dammen sker är 1780 m<sup>3</sup>/d beräknat på cykeltider från tabell 4 under högflöden.

Tabell 4. SBR-reaktors cykel vid olika flöden. I lågflödet fylls en SBR 0,4 m i tre steg så fort det finns tillgängligt vatten i bufferten (Bons, 2016).

	Normalflöden	Högflöden	Lågflöden*	
Stoppnivå	5,7	5,7	5,6	m
Sats	60	60	3·18	m <sup>3</sup>
Fyllningstid	9	9	3+3+3	min
Luftningstid	50	40	20+20+60	min
Syrenivå stopp luftning	14	14	14	mg/l
Kemdos (+luftning)**	12	10	14	min
Blandning (luftning)	10	5	10	min
Sedimentering	90	60	90	min
Hög slamhalt slamuttag	3500	3500	3500	mg/l
Slamhalt start slamuttag	2200	2200	2200	mg/l
Slamuttag	0,67	0,5	0,67	min
Återbräddning	1	1	1	min
Stoppnivå tömning	4,4	4,4	4,4	m
Tömningstid	20	20	20	min
Cykeltid	193	146	245	min
Satser per dag och SBR***	7,5	10	6	st
Volym per dag och SBR***	<448	<594	<318	m <sup>3</sup>

\* Kompletterande information om hur steguppdelningen fungerar från Holm (2017).

\*\* Kemdosen består av järnklorid PIX111 och tillsätts med 0,02g/s.

\*\*\* Beräknar från cykeltider och volym.

När SBR-reaktor är klar med en sats pumpas/släpps vattnet vidare till pulskärret. Vattnet trycks ut ur inloppsbrunnen (fig. 5) och ut i spridningsröret. Därefter rinner vattnet över ytan i växtzonen samtidigt som det perkolerar ner i bädden och vidare mot utloppsbrunnen. Längst ner i pulskärret ligger ett dräneringsrör som samlar vattnet till utloppsbrunnen. I brunnen sitter en inställningsbar strypning på röret för att kunna ändra uppehållstiden i kärret (Ridderstolpe, 2014). Fyllningen av kärren tar cirka 20 min och vattnet når hela ytan på pulskärret (Lorentz, 2017).

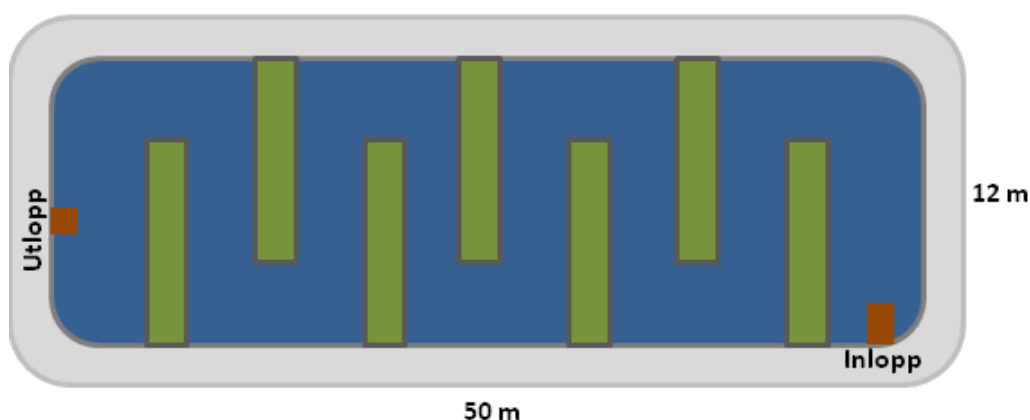


Figur 5. Vattnet trycks ut över pulskär 4 från inloppsbrunnen och spridningsröret.



### 3.1.1 Slutdamm

Sist i reningskedjan ligger slutdammen (fig. 6). Dammen byggdes med sidorna 50 m och 12 m med arean 600 m<sup>2</sup>, den var cirka en meter djup och vattnet ledes förbi växtväggar. Uppehållstiden i dammen uppskattades till mellan 12 timmar och 2 dygn beroende på vattenföringen. Dammen designades för att sedimentation av de partiklar som fortfarande fanns kvar i vattnet efter pulskärret skulle sedimentera. Dammen är försedd med så kallade Bio Blok, plastskället med inplanterade växter, som skärmväggar där olika vattenväxter planterats. Växtväggarna har uppgiften att förhindra pluggflöden, men de bidrar också till vattenreningen genom filtrering (Ridderstolpe, 2014).



Figur 6. Skiss av slutdammen, De gröna partierna är så kallade Bio Blok med vattenväxter inplanterade

Ett viktigt skäl till att dammen byggdes var att den ska agera som ett extra skydd om verket skulle brädda. I såna fall tillsätts fällningskemikalier i buffertbassängerna innan vattnet leds förbi SBR-reaktorerna och pulskärren ut till slutdammen (fig. 4) där partiklar och fällt material ska sedimentera (Lagerquist, 2010). Under drifttiden sedan 2013 har verket behövt brädda en gång. Inflödet var då uppe i 3694 m<sup>3</sup>/d. Efter några meter i dammen upphörde grumlet (Holm, 2017, Lorentz, 2017).

### 3.1.2 SBR-reaktorernas inställningar

I lågflödesinställningarna som gällt innan försöksperioden (tabell 4), luftades de första 18 m<sup>3</sup> 20 min varpå ytterligare 18 m<sup>3</sup> fylldes på och luftades lika länge. Efter tredje påfyllningen luftade reaktorn i 60 min. Dessutom luftades bassängen under inblandningen av kemikalier i 24 minuter (tabell 4). Mellan satserna luftades reaktorn 15 min varje vilande 65 min. En sats tog 245 min och renade 54 m<sup>3</sup>. Medelflödet 17 m<sup>3</sup>/h (410 m<sup>3</sup>/d) resulterade i cirka 7,5 cykler om dagen. Varje reaktor gick alltså cirka 2,5 gånger om dagen. Sammantaget betyder detta att varje sats luftades cirka 200 min (bilaga A.3) vilket var mer än tre gånger mer än de 60 luftningsminuter per sats som Lagerquist (2010) uppskattat.

Den stora luftningen av SBR-bassängerna har lett till att det mesta ammoniumet nitrifierats redan i SBR-reaktorn. För att kunna utföra studien på pulskärrens nitrifierande kapacitet gjordes i denna studie försök att minska nitrifikationen i SBR-reaktorn genom

att minska på luftningen. Luftningen i SBR-reaktorerna minskades först från 60 till 40 min/sats efter att SBR-reaktorn fyllts samt att brytpunkten då luftningen avslutas sänks till 8 mg/l. Efter två veckor sänks luftningen ytterligare eftersom ammoniumhalten inte ökat nämnvärt (tabell 5). Noterbart var att varje sats fortfarande luftades 20 minuter varje delpåfyllning, 24 minuter vid inblandning av kemikalier samt 10 min varje 60 minuter. Luftningen minskades ännu en gång för att försöka öka ammoniumhalterna (tabell 5).

Tabell 5. Testade SBR-inställningar i detta projekt. Inställningarna har utgått ifrån inställningarna för låga flöden. De första två delfyllningarna till SBR-reaktorerna efterföljs av 20 min luftning var.

<b>SBR-cykeln</b>	<i>i</i>	<i>ii</i>	<i>iii</i>	<b>Väntan på ny sats</b>		
Luftningstid	40	30	25	min	Viloläge	50 min
Blandning av kemikalier	24	24	20	min	Lufta	10 min
Syrenivå Stopp luftning	8	8	8	mg/l		
Total luftning (ca)	150	140	130	min		

*i* Inställningar efter 8:de mars *ii* Inställningar efter 21:a mars.

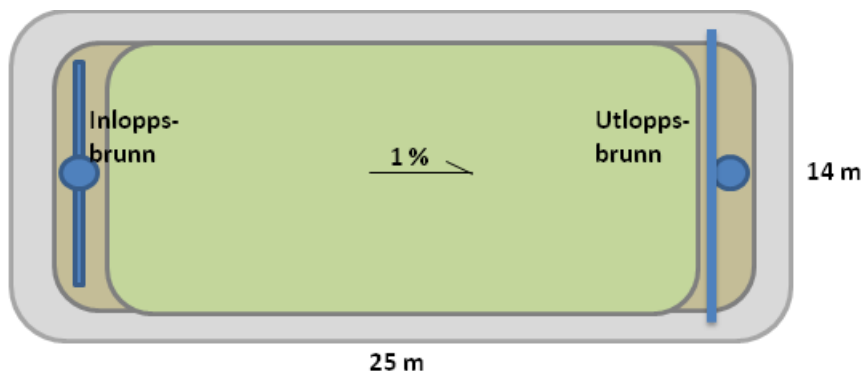
*iii* Inställningar efter 14:de april.

### 3.1.3 Pulskärr

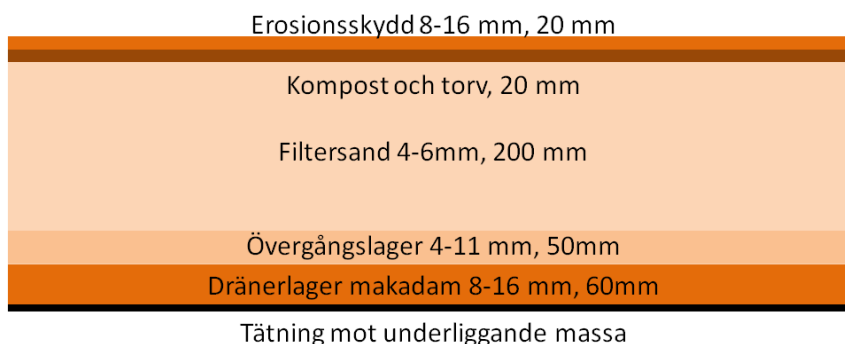
Pulsjärren var grus och sandfyllda bassänger med en växtbevuxen överdel. Varje pulskärr hade en yta på cirka 350 m<sup>2</sup> (fig. 7), en volym på cirka 125 m<sup>3</sup> (Ridderstolpe, 2014) med en porvolym på cirka 80 m<sup>3</sup> (Forsberg, 2017b). Volymerna har bekräftas genom beräkningar (bilaga A.1). Pulsjärret var uppbyggt i 5 grus/sand lager (fig. 8) och hade en gummiduk i botten för att förhindra läckage. Det understa lagret hade en grövre struktur för att kunna leda vattnet vidare mot utloppet. Mittenlagret bestod av filtersand 4-6 mm. Överst låg en mer organisk jord för att växterna skulle trivas, denna jord var förstärkt med grus som erosionsskydd. Pulsjärren dimensionerades för att kunna tömmas under åtta timmar (Ridderstolpe, 2014). Efter ett byggfel 2015 ändrades inställningarna i dräneringen så att pulskjärren tömdes under två timmar. Felet åtgärdades men inställningen blev kvar. Vissa skillnader finns mellan pulskjärren till följd av denna renovering, exempelvis lutar pulskärr 1 och 2 mot mitten med 2 % medan pulskärr 3 och 4 lutar som i figur 7 med 1 % mot utloppsbrunnen (Ridderstolpe, 2017, Lorentz, 2017).

De växter som planterats i pulskjärret var rörflen (Ridderstolpe, 2015), ett gräs som är mycket vattentolerant, salt- och köldtåligt. Rörflen växer snabbt och bildar en tjock och jämt täckande växtmatta. Liksom vass har rörflen jordstammar som förser växten med syre och som luckrar upp filterytan. Den kraftiga växtligheten tillför kärren organiskt material vilket gynnar denitrifierande mikroorganismer (Ridderstolpe, 2017).

Filtersandens porositet kunde uppskattas då filtersand sparats. Uppskattningen gjordes genom att en bägare (200 ml) fylldes med materialet (och packades med skakningar), vatten fylldes sedan i porerna. När bägaren fyllts till 200 ml hälldes vattnet över till en mätkolva (100 ml). 70 ml vatten hade rymts i porerna. Porositeten uppskattades därför till cirka 35 %. Denna uppskattning blir mycket grov men ger ändå någon fingervisning om porositeten.



Figur 7. Skiss över ett pulskärr. Till inloppsbrunnen sitter ett spridningsrör vid markytan (markerat med blått). Till utloppsbrunnen går ett dräneringsrör i det understa skiktet (markerat med blått). Kring brunnarna ligger grus (8-16 mm) och den gröna ytan i mitten var bevuxen av rörflen.



Figur 8. Skiss över de olika skikten i pulskärren

Med antagandet att varje korn är kubiskt uppskattades den specifika ytan i pulskärren Pettersson et al. (2002). Detta har gjorts utifrån arean på pulskärret (längden ( $l$ ) · brädden ( $b$ )), mäktigheten i varje lager ( $h$ ), storlek på partiklarna ( $d$ ) i respektive lager, samt porositeten ( $p_i$ ) med

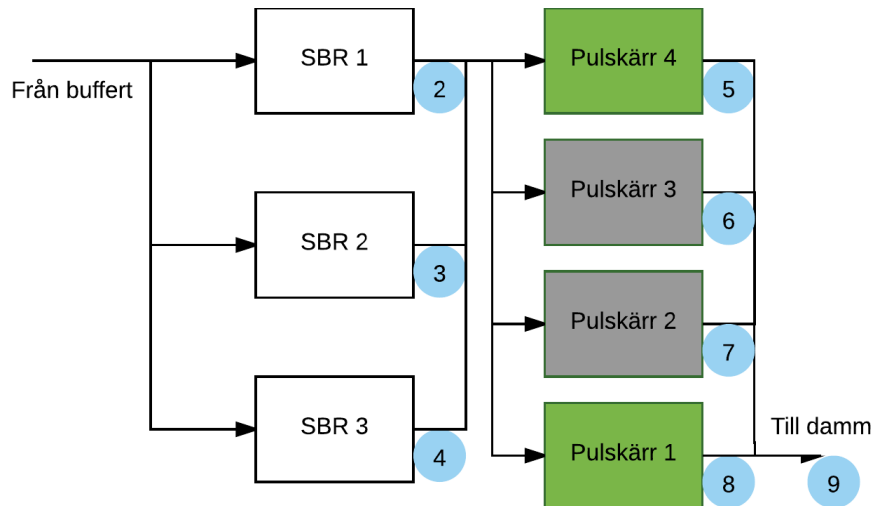
$$Specifik\ yta = \sum_{j=0}^m \sum_{i=1}^n \frac{6d_i^2 \frac{h_j}{d_i} \frac{l_j}{d_i} \frac{b_j}{d_i} p_i}{n} \quad (8)$$

$n$  är antalet beräknade kornstorlekar i varje lager och  $m$  är antalet lager. Beräkningarna visas i bilaga A.2. Den specifika ytan för materialet i varje pulskärr beräknades med formeln till cirka 68000 m<sup>2</sup>. Därtill har det organiska materialet som bildats i kärret en yta på upp till 100-tals m<sup>2</sup>/g (Pettersson et al., 2002). Areal/volymen på en sfär har samma förhållande som för en kub vilket betyder att samma specifika yta fås om alla partiklar antas vara sfärer istället.

Pulskärren designades för att ha cykler på cirka 8 timmar alltså att de fylls tre gånger om dagen (Ridderstolpe, 2014). I funktionsbeskrivningen till våtmarken föreslår Ridderstolpe (2014) att kärren töms under hela cykeln för att ge vattnet en lång uppehållstid. Hydrauliska driftproblem som uppstod under första driftåret gjorde att tiden förkortades till två

timmar (Ridderstolpe, 2015). På grund av den korta uppehållstiden har pulskärren istället haft långa vilotider.

För att bättre matcha pulskärrens dimensionering togs Pulskärr 2 och 3 ur drift under försöken, detta för att kompensera för det låga medelflödet (fig. 9). Pulskärr 1 och 4 har tömts under två respektive fyra timmar för att se hur tömningstiden och vilotiden påverkar nitrifikationen. Inställningsfunktionen för tömningen var ganska grovhuggen vilket gör det svårt att få exakta tider. Dock håller sig inställningarna stabila på samma tid.



Figur 9. Schematisk bild över vattengången genom SBR-bassängerna och pulskärren. Siffrorna 2-9 är provpunkter. Pulskärr 2 och 3 var avställda under testperioden. Pulskärr 1 töms under två timmar medan pulskärr 4 under fyra timmar.

För att biosamhället ska fungera tillfredsställande krävs att mikroorganismerna vänjer sig vid de nya inställningarna. Pulskärren ställdes om cirka en vecka innan första provtagningen. Efter det har pulskärren haft samma inställningar hela provperioden.

### 3.1.4 Lakvatten från SKB

När SKB bygger slutförvaret för uttjänt kärnbränsle kommer de att förvara sprängt berg på hög för att senare kunna använda detta som fyllning när förvaret ska slutas. Eftersom de sprängämnen som används innehåller kväve kommer kväverester fastna i det utsprängda berget. Vid nederbörd kommer kvävet att lakas ut från upplaget (Forsberg, 2017b). Flödet från bergupplaget har beräknats till  $190 \text{ m}^3/\text{d}$ , med ett maxflöde på  $379 \text{ m}^3/\text{d}$ . Vattnet uppskattas ha en kvävekoncentration på  $175 \text{ mg/l}$  (Forsberg, 2017a) men med stora variationer. Kvävet förväntas förekomma som 50% ammonium och 50% nitrat (Ridderstolpe & Stråe (2010)). SKB söker en lösning där en kvävereduktion på 90 % kan hållas för kväveutsläppen från SKB:s anläggningar. Ett alternativ som utretts var att skicka vattnet till reningsverket där ett denitrifikationssteg implementeras i SBR-processen (Forsberg, 2017b). Enligt Forsberg (2017a) skulle den nya normalflödesbelastningen på verket bli  $912 \text{ m}^3/\text{d}$ .

## 3.2 DATAINSAMLING

För att utvärdera pulskärrens nitrifierande egenskaper undersöktes kvävefraktionerna i ingående vatten till kärret och jämfördes med utgående medelvatten. För att öka förståelsen när nitrifiering sker togs några prover i olika faser på tömningskurvan. Detta gjordes genom fältprovtagningar och genom att analysera data från verket.

### 3.2.1 Egenkontroll och processmätningar

Reningsverket samlar kontinuerligt in data om flöde och temperatur och sparar detta som dygnsmedelvärden. Dessutom har reningsverket sedan start gjort egenkontroller varje månad där prov togs vid inloppet och utloppet (punkt 1 och 10 i figur 4). Proverna skickas till ALcontrols labb för analys av bland annat BOD<sub>7</sub>, totalkväve, totalfosfor och pH (Lorentz, 2017). I denna rapport har data från de 38 första månaderna sedan verkets drifttagande 2013 analyserats.

Processmätningar har utförts under hösten 2016 och våren 2017, där totalt 7 provtagningar har gjorts. Provtagningarna utfördes i olika delar av reningsverket, punkt 1-4 och 9-10 i figur 4 för att kunna analysera varje reningssteg för sig. Proverna har analyserats i reningsverkets provrum för pH, totalfosfor, fosfat, totalkväve, ammonium och nitrat. pH har mätts med reningsverkets pH-meter. Övriga parametrar analyserade med en spektrofotometer (Lorentz, 2017). I tabell 6 ges en överblick av vilka provtagningar som skett var.

Tabell 6. Vilka prover som togs på de olika provplatserna i reningsverket (fig 4) och vad de analyserats för. x markerar att ett prov togs på platsen.

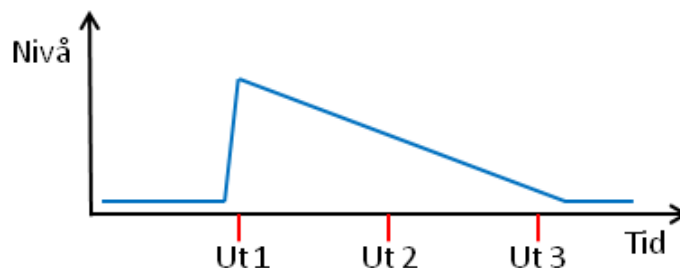
Provplats (fig. 4)	Analys*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Reningsverkets egenkontroll	NBpF	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Reningsverkets processmätning	NAnpFf	x	x	x	x	-	-	-	-	x	x
Mätningar på pulskärret	NAnOKpT	-	x	x	x	x	-	-	x	-	-

\*N = totalkväve, A = ammonium, n = nitrat, B = BOD<sub>7</sub>, O = syre, K = konduktivitet, p = pH, T = temperatur, F = fosfor, f = fosfat

### 3.2.2 Provtagning

Efter SBR-reaktorerna sitter automatiserade provtagare, punkt 2-4 i figur 9. De ställdes in för att ta prov på en utgående sats vatten till pulskärret. Efter pulskärret togs vattenprover manuellt av ur utloppsbrunnen, punkt 5 och 8 i figur 9. Två typer av provtagningar gjordes i utloppsbrunnen. Dels togs tre prov på olika tider under tömningen av en sats (fig. 10), för att se hur/om koncentrationerna i vattnet ändras under tömningen. För Pulskärr 1 motsvarade det tiderna tio minuter en timma och två timmar. För Pulskärr 4 motsvarade det tiderna tio minuter, två timmar och fyra timmar. Dels togs ett medelprov från hela tömningen genom att samla prover varje 30 minut till en behållare för att kunna testa flera satser utan att analys tiden blir för lång.

I den uppdelade provtagningen togs första provet på det första vattnet som kom ut från pulskärret efter cirka tio minuter efter att tillrinningen börjat, det andra provet togs i mitten av flödet, efter cirka en timme för pulskärr 1 och två timmar för pulskärr 4. Sista



Figur 10. Vattennivån i pulskärret över en cykel. Röda markeringar visar provtillfällena under tömning.

provet togs innan pulskärret sinade. För att få ett representativt medelprov togs vatten ur provpunkten med jämna intervall och las i ett samlingskärl. Provtagningarna och vilka analyser som gjordes på respektive prov sammanfattas i tabell 7.

Tabell 7. De olika proven som tagits och vilka analyser som gjorts på respektive prov. Vissa cykler satsar har endast provtagits med prov 1 och medelprov

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Medelprov (M)
Plats	Punkt 2 - 4	Punkt 5 eller 8	Som prov 2	Som prov 3	Punkt 5 eller 8
Tid	Tömning SBR	Enligt fig. 10	Enligt fig. 10	Enligt fig. 10	*Var 30:e min
Analyser	**Temperatur	Temperatur	Temperatur	Temperatur	***Temperatur
	pH	pH	pH	pH	pH
	Tot-N	Tot-N	Tot-N	Tot-N	Tot-N
	NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N
	NO <sup>3</sup> -N	NO <sup>3</sup> -N	NO <sup>3</sup> -N	NO <sup>3</sup> -N	NO <sup>3</sup> -N
	**Syre	Syre	Syre	Syre	***Syre

\* Prov tas varje 30:de minut och fylls till en hink. Analyser på vattnet från hinken.

\*\* Givaren läggs i inloppsbrunnen till pulskärret.

\*\*\* Medelvärden från prov 2-4 om dessa prov gjorts.

Provtagningarna skedde på torsdagar eller fredagar eftersom ammoniumhalterna i SBR-reaktorerna var högre i slutet av veckan. Eftersom cyklerna i SBR-reaktorerna styrs av vattenflödet till verket uppstod vissa problem i att hinna med provtagningen av bägge pulskärren under samma dag. Detta ledde till vissa avvikelser i den planerade provtagningen. Dessa avvikelser finns nedskrivna i datainsamlingen som visas i bilaga B. Förutom de prover som togs finns en ammoniummätare och en syremätare i SBR-reaktorerna (bilaga C.3).

### 3.2.3 Analyser

Alla analyser gjordes i reningsverkets provrum (lab) eller direkt i pulskärrets brunnar. Parametrarna som analyserades var ammoniumhalt, nitrathalt, totalkvävehalt, temperatur, pH, syrehalt och konduktivitet. Kvävekoncentrationerna har analyserats med Hach kyvettester enligt givna instruktioner från Hach (USA) med spektrofotometern DR3900. Kyvetterna som använts för att analysera prover var för ammoniumhalter med intervallen 0,015 - 2,0 mg/l (TNT 830, Hach USA) och 1 - 12 mg/l (TNT 831, Hach USA). För nitrathalter med intervallet 5 - 35 mg/l (TNT 836, Hach USA) och för totalkvävehalter med intervallet 1-16 (TNT 826, Hach USA) eller 5-40 mg/l (TNT 827, Hach USA). pH

har mätts med reningsverkets digitala pH-mätare Lange HQ11D från Hach, USA. Syrehalt och temperatur mätes med OXI 3205 och Cellox<sup>®</sup> 325 (WTW, Tyskland) direkt i pulskärrets brunnar för att få ett så bra resultat som möjligt. Konduktiviteten mättes med HI 98312, (Hanna, Portugal). Ett blankt prov med avjonat vatten samt ett känt nitrat- och ammoniumprov analyserades för att undersöka tillförlitligheten i proverna.

### 3.3 DATAANALYSER

Resultaten har analyserats deskriptivt i ett kalkylprogram där medelvärden och standardavvikelser tagits fram. I vissa fall har den relativa förändringen tagits fram (ek. 9).

$$\text{Relativ differens} = \frac{M(\text{in} - \text{ut})}{M(\text{in})} \quad (9)$$

M(in-ut) var medelförändringen för en deltid i tömningen av pulskärret och M(in) var medelvärden för koncentrationerna på inkommande vatten.

För att säkerställa om förändringar genom olika reningssteg är statistiskt säkerställda har T-test använts. Nollhypotesen har varit att ingen skillnad finns mellan de olika mängderna. Nollhypotesen har förkastats om P-värdet har varit mindre än 0,05.

Konfidensintervall har använts för att se om skillnaden mellan två sammankopplade variabler har någon statistisk säkerhet. Konfidensintervallet uppskattades med en säkerhet på 95 % och jämfördes med nollhypotesen. Alltså om konfidensintervallet innesluter nollpunkten.

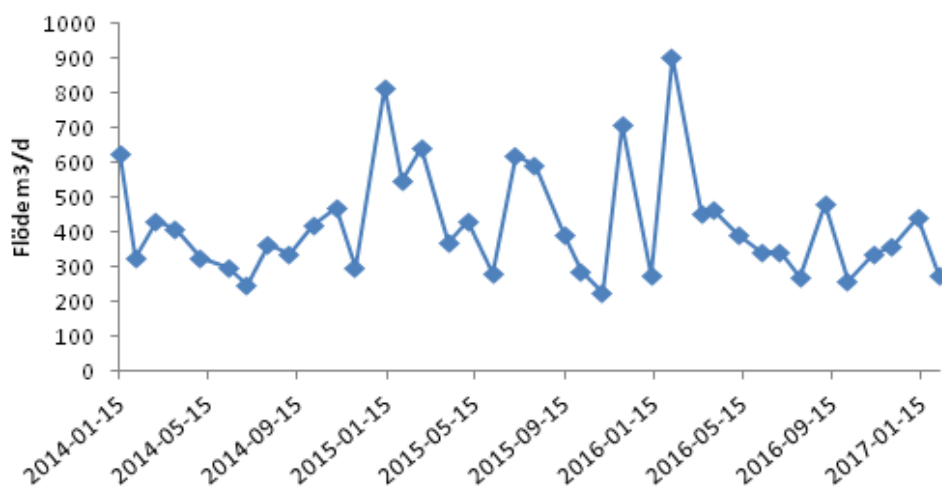
## 4 RESULTAT

### 4.1 DATA FRÅN VERKET

Avloppsverket renade 2016 totalt 137 500 m<sup>3</sup> vatten varav cirka 66 500 m<sup>3</sup> vatten producerats i dricksvattenverket. Med antagandet att allt vatten från vattenverket kommer till avloppet var cirka 50 % av inkommande vatten till reningsverket från läckage (Lorentz, 2017) från markvatten. Under verkets drifttid har flödet i medel varit 410 m<sup>3</sup>/d med en standardavvikelse på 160 m<sup>3</sup>/d (fig. 11).

#### 4.1.1 Egenkontroll

I undersökningarna ligger fosforutsläppen i medeltal på 0,04 mg/l med 0,09 som högsta koncentration vilket är under gränsen på 0,4 mg/l. Vid fyra av 38 tillfällen har BOD<sub>7</sub> kunnat mätas över detektionsgränsen på 3 mg/l (fig. 12). Vid två av dessa provtagningar överskreds gränsvärdet på 10 mg/l (tabell 8).

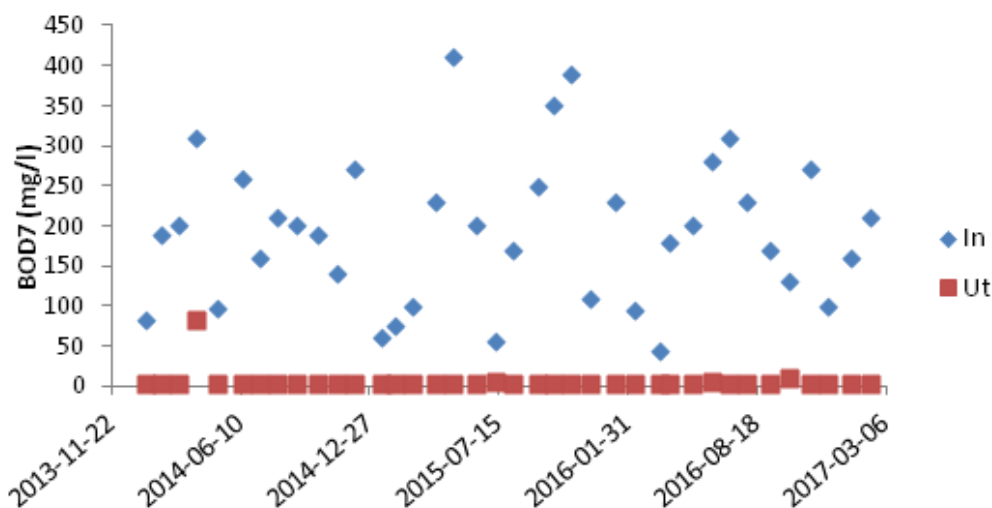


Figur 11. Dagsflödet i reningsverket de dagar egenkontrollerna utfördes.

Tabell 8. Medelkoncentrationer på in- och utflödet samt avskiljningsgraden baserat på reningsverkets egenkontroll. Baserat på 38 provtagningar i provpunkt 1 och 10.

	Inflöde				Utflöde				Avskiljt
	Medel	Stv.	Max	Min	Medel	Stv.	Max	Min	
Tot-N (mg/l)	39,29	17,55	81	2,2	8,27	4,77	25,00	3,10	79%
BOD <sub>7</sub> (mg/l)	192,61	91,26	410,00	43,00	* <3	-	82	<3	98%
Tot-P (mg/l)	4,60	2,07	9,50	0,91	0,04	0,02	0,09	0,01	99%
pH	7,66	0,17	7,90	6,90	7,10	0,32	7,60	6,10	-

\* I 4 av 38 provtagning ligger halten över detekteringsgränsen 3 mg/l.

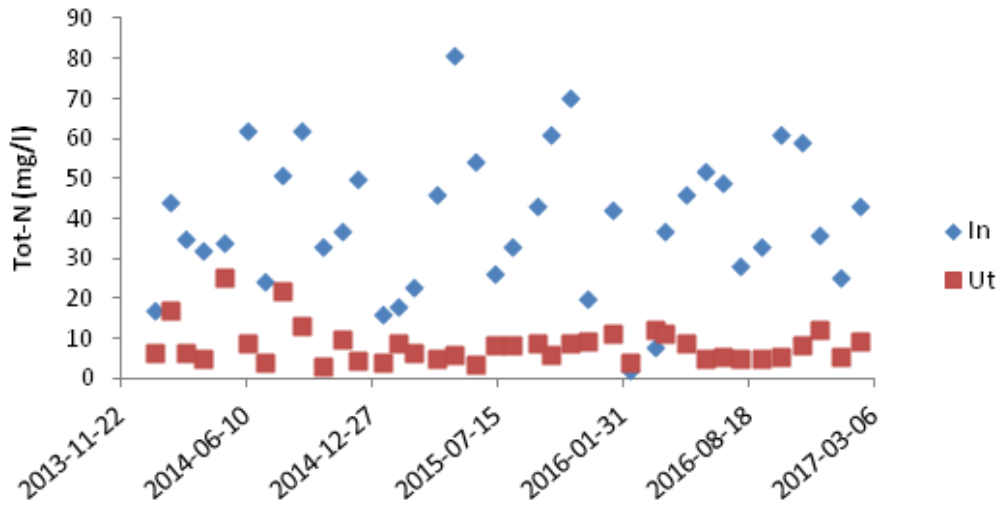


Figur 12. BOD<sub>7</sub> i in- och utflödet från reningsverket. Gränsvärden för utsläppt vatten ligger på 10 mg/l

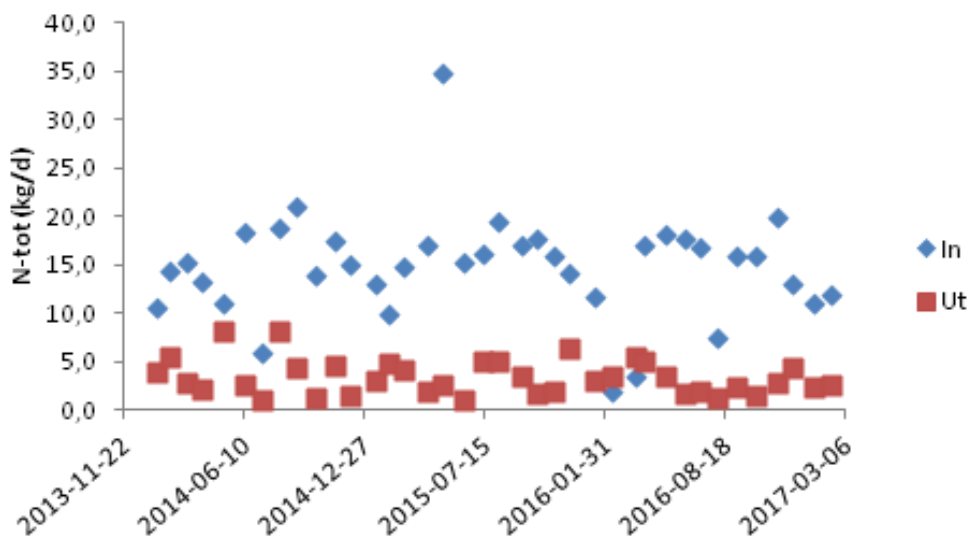
Kväveavskiljningen har legat på 79 %. Kvävekoncentrationen varierade på det inkommande vattnet mellan 2 och 81 mg/l men låg förhållandevis stabilt kring medelvärdet 8,7 mg/l för utgående vatten (fig 13). Variationerna i kvävekoncentrationerna följde flödet



på avloppsvattnets variationer vilka varierade mellan 226 m<sup>3</sup>/d och 903 m<sup>3</sup>/d för de dagar då provtagningarna utfördes. Trots koncentrationsvariationerna för totalkvävet så var mängden inkommande kväve relativt stabil kring medelvärdet 15 kg/d och utsläppen av totalkväve låg kring 3,4 kg/d (fig. 14).



Figur 13. Totalkvävekoncentration i in- och utflödet från reningsverket.

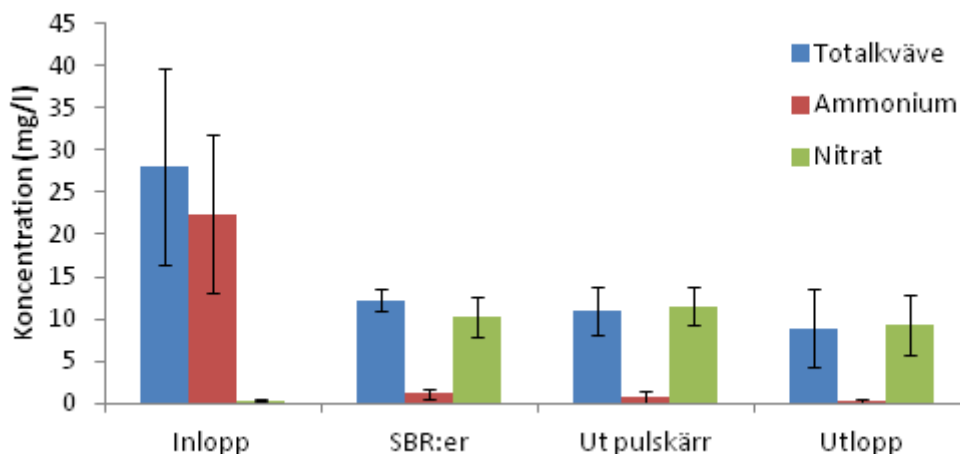


Figur 14. Mängden kväve som flödar in och ut ur reningsverket vid egenkontrollen.

#### 4.1.2 Processmätningar

Resultaten från processmätningarna visade var i processen olika kväveomvandlingar skedde. I SBR-reaktorn nitrifierades över 85 % av ammoniumet till nitrat, även i pulskärret skedde denna omvandling men inte i samma utsträckning (fig 15). Totalkvävet minskade med cirka 50 % under tiden i SBR-reaktorerna och totalkvävekoncentrationen låg i utflödet på 8,7 mg/l. Hurvida någon kvävereduktion skedde efter SBR-reaktorerna är inte statistiskt säkerställt. Det är däremot fastställt att ammoniumhalten minskade genom

våtmarksstegen (tabell 9). Data är framtagen av reningsverket hösten 2016 och våren 2017. När analysen gjordes fanns sju provtagningstillfällen att värdera. Sammantaget är kvaliteten på data lägre än i egenkontrollen.



Figur 15. Medelvärden och standardavvikelser för totalkväve, ammonium och nitrat i de olika reningsstegen. Ammoniumhalten i inloppet är uppskattad till 80 % av totalkvävet då ingen data samlats för ammonium vid inloppet. Baserad på 6 provtagningar.

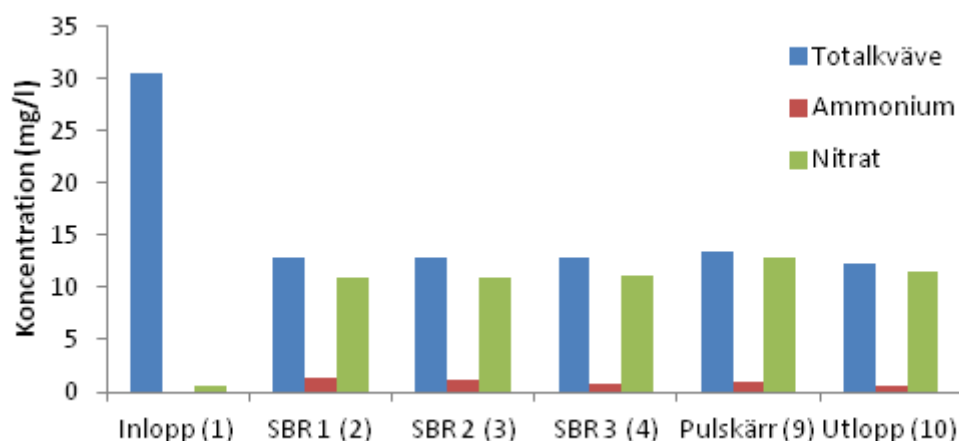
Tabell 9. T-test för kvävefraktionerna i egenkontrollen. Nollhypotesen är att ingen omvandling skedde över steget eller stegen.

Reningssteg	P-värde		
	Tot-N	Ammonium	Nitrat
SBR	0,01	0,002	<0,001
Pulskärr	0,50	0,04	0,11
Damm	0,26	0,18	0,25
Pulskärr, Damm	0,11	0,001	0,94

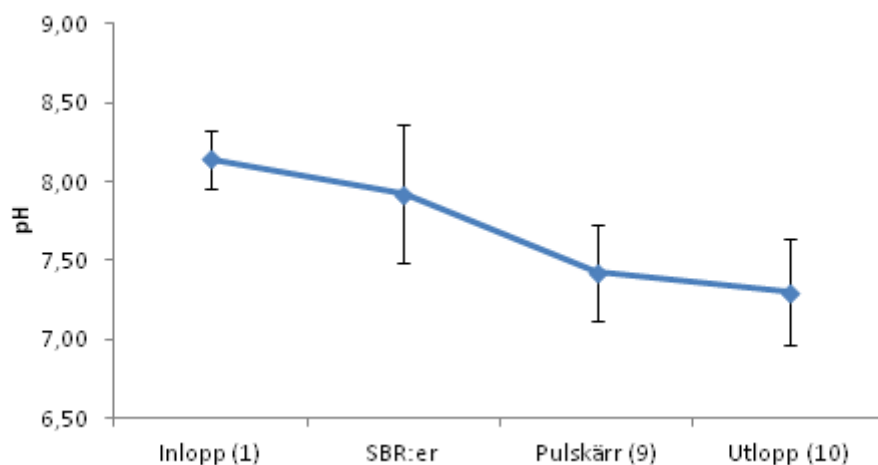
Från en typisk provdag kan ses hur kvävefraktionerna skiftade i pulskärret (fig. 16). Totalkvävet minskade med cirka 60 % i SBR-reaktorerna, totalkvävehalten låg sedan ganska stabilt genom resterande reningssteg. Nitrathalten ökade något i pulskärret vilket indikerade att nitrifikation skedde.

Genom de olika processerna i verket minskade pH vilket också tyder på nitrifikation eftersom nitrifikationsprocessen är försurande (fig. 17). Att pH-värdet inte minskade mer mellan inkommande och SBR berodde antagligen på att denitrifikation motverkar försurning. Sänkningen av pH-värdet genom pulskärren och dammen är statistiskt säkerställt (tabell 10). Noterbart är att medel pH-värdet på inkommande vatten var högre i processmätningarna än i egenkontrollen och i de gjorda analyserna.

Fosfor avskiljdes främst i SBR-reaktorerna där halterna minskade från 4,5 mg/l med standardavvikelse på 2,2 mg/l till 0,3 mg/l med standardavvikelse på 0,23 mg/l baserat på 6



Figur 16. Kvävebalansen i reningsverket under ett provtagningstillfälle 2017-03-02. Ammoniumhalten i inflödet mättes aldrig men kan antas vara 80 % av totalkvävet. Inom parentes anges provpunkten.

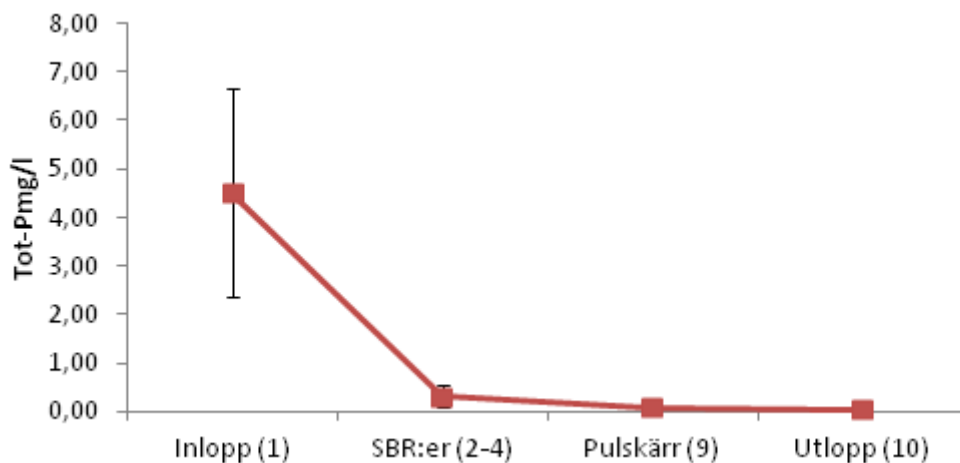


Figur 17. Medelvärden med standardavvikelse för pH i reningsverket. Baserad på 6 provtagningar.

Tabell 10. T-test för pH-värden i egenkontrollen. Nollhypotesen är att ingen omvandling skedde över steget eller stegen.

Reningssteg	SBR-er	Pulskärr	Damm	Pulskärr, damm
P-värde	0,12	0,02	0,55	0,01

provtagningar. Efter pulskärren minskade halterna ytterligare (fig. 18) och efter dammen var halterna cirka en tiondel av gränsvärdet. Detta bekräftades även av egenkontrollen (tabell 8). Att fosforhalterna minskade i alla steg utom i dammen är statistiskt säkerställt (tabell 11).



Figur 18. Medelvärde med standardavvikelse på totalfosforhalten i reningsverket. Provpunkterna anges inom parentes. Baserat på 6 provtagningar.

Tabell 11. T-test för fosforhalten i egenkontrollen. Nollhypotesen är att ingen avskiljning skedde över steget eller stegen.

Reningssteg	SBR-er	Pulskärr	Damm	Pulskärr, damm
P-värde	0,002	0,001	0,22	0,001

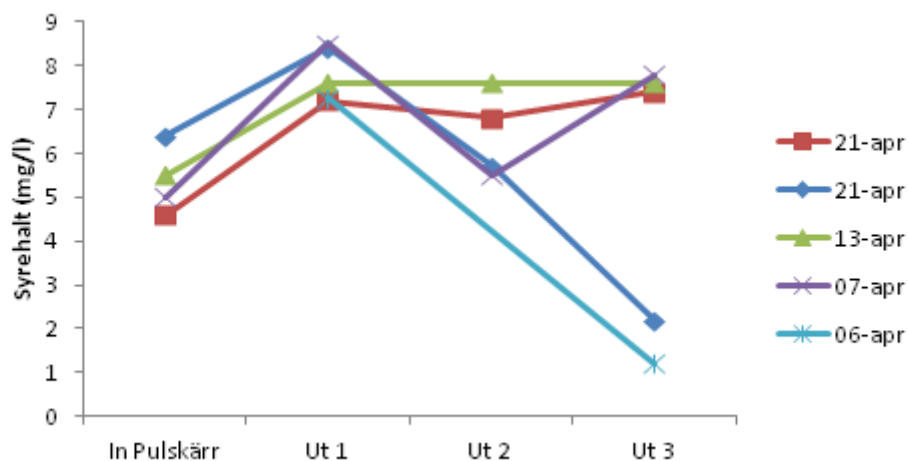
#### 4.2 PROVTAGNINGAR OCH ANALYSER PÅ PULSKÄRREN

En sammanställning av resultaten från detta projekts analyser presenteras nedan med fokus på att besvara frågeställningarna. Dessa analyser visade att pulskärren kunnat nitrifiera uppemot 65 % av inkommande ammonium beroende på hur de beskickas. I bilaga B sammanställs proverna och analyserna som ligger till grund för resultatsammanställningen.

Flödet genom verket var under provtiden lägre än medelflödet, i medeltal kring 300 m<sup>3</sup>/d under de dagar provtagningarna gjordes. Konduktiviteten låg stabilt kring 80 mS/m oberoende om det var före eller efter pulskärret mätningen gjordes. Resultaten från syremätningarna visade att syrehalten i vattnet ökade när vattnet rann in i pulskärret, men efter hand som tiden gick ändras halterna. Syrehalten i pulskärr 4 minskade ordentligt under tömningstiden (fig 19). Detta är anledningen till den stora standardavvikelsen på syrevärdena i tabell 12. Temperaturen minskade under tiden i pulskärret i alla provtagningar. pH-värdena låg stabilt kring pH 7 (tabell 12).

Tabell 12. Medelvärden med standardavvikelse i vattnet före och efter pulskärren. Värdena är baserade på 8 provtagningar.

	pH	Syre (mg/l)	Temp (°C)
In medel (stv.)	7 (0,2)	5 (0,9)	8,7 (0,6)
Ut medel (stv.)	6,9 (0,2)	5,8 (1,9)	7,8 (0,5)
Skillnad	-0,1	0,8	-0,9



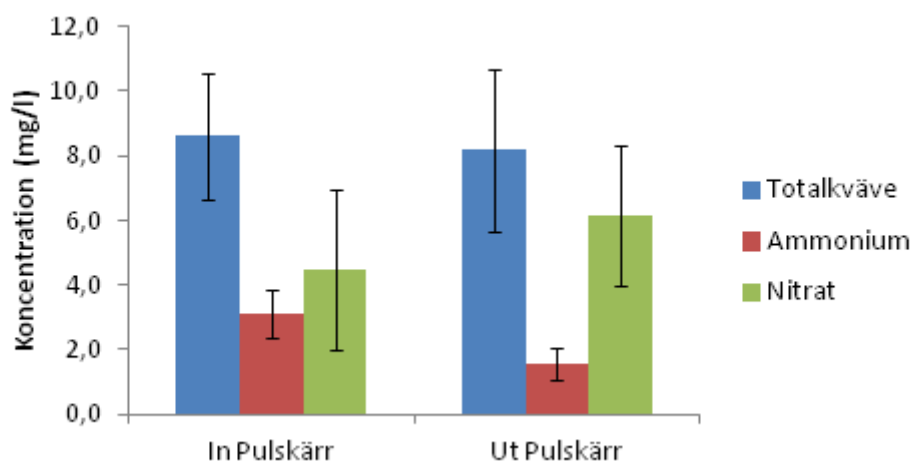
Figur 19. Syrehalten in och ut ur pulskärret vid olika tiderna Ut 1, Ut 2 och Ut 3. Röd och grön är pulskärr 1 och övriga är pulskärr 4.

#### 4.2.1 Nitrifikation i pulskärren

Kvävekoncentrationerna ut ur pulskärret ändrades jämfört med inkommande halter. Ammoniumhalterna minskade från 3,1 mg/l till 1,6 mg/l och nitrathalterna ökade i ungefär samma utsträckning, vilket tyder på nitrifikation. Samtidigt låg totalkvävekoncentrationen ganska konstant kring 8,4 mg/l (fig. 20). Endast ammoniumhalt sänkningen kan statistiskt säkerställas med ett P-värde under 0,05 (tabell 13). För att se om nitrifikationen kunde statistiskt säkerställas samt få en bättre bild av nitrifikationen jämfördes även skillnaderna i in- och utkoncentrationerna vid varje provtillfälle. Då nollhypotesen kunde avfärdas för både ammoniumreduktionen och nitratbildandet kan det konstateras att nitrifikation skedde. I medeltal nitrifieras 1,5 mg/l ammonium i bägge pulskärren. Detta motsvarar cirka 50 % av allt ammonium (tabell 14). Den totala mängden ammonium som runnit in pulskärren var 9,4 (2,3) kg/d och 4,6 kg av detta nitrifierades under passagen genom pulskärren. Totalkvävet ökade något men avvikelserna mellan provtagningarna var stora och totalt sett borde ändringen i totalkvävekoncentration ha legat nära noll.

Tabell 13. T-test för ändringen i de olika kvävekoncentrationerna. Nollhypotesen är att ingen omvandling skedde genom pulskärret.

Reningssteg	Totalkväve	Ammonium	Nitrat
Pulskärr	0,72	0,0003	0,17



Figur 20. Medelvärden med standardavvikelser av kvävefraktionerna i vattnet vid inloppet och utloppet från pulskärret. Data är baserat på 8 cykler.

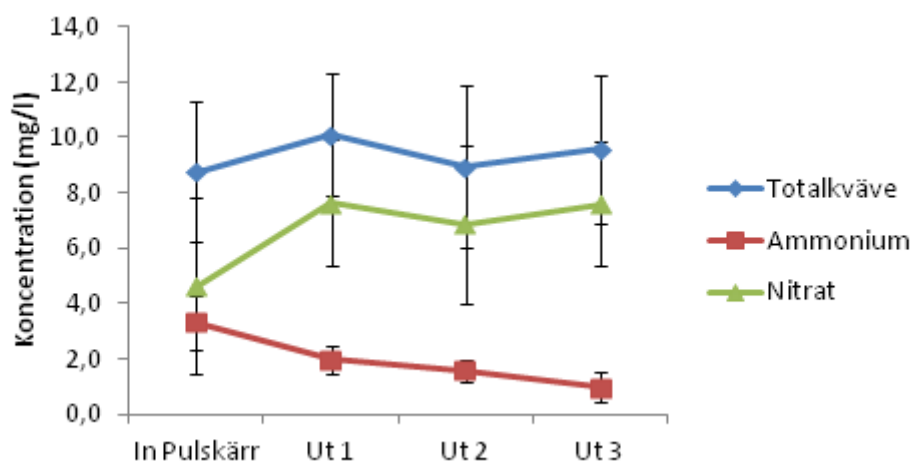
Tabell 14. Medelvärden med standardavvikelse på ändring av kvävebalansen i pulskärren samt om dessa ändringar är statistiskt säkerställda. Resultaten är baserade på 8 provtagningar. Nollhypotesen är att det inte är någon skillnad på in och ut proverna.

	Totalkväve Medel (stv.)	Ammonium Medel (stv.)	Nitrat Medel (stv.)
Skillnad ut, in (mg/l)	-0,4 (1,4)	-1,5 (0,8)	1,7 (1,7)
Relativ skillnad	-5 % (17 %)	-49 % (26 %)	38 % (38 %)
Konf. på nollpunkten	Ja	Nej	Nej

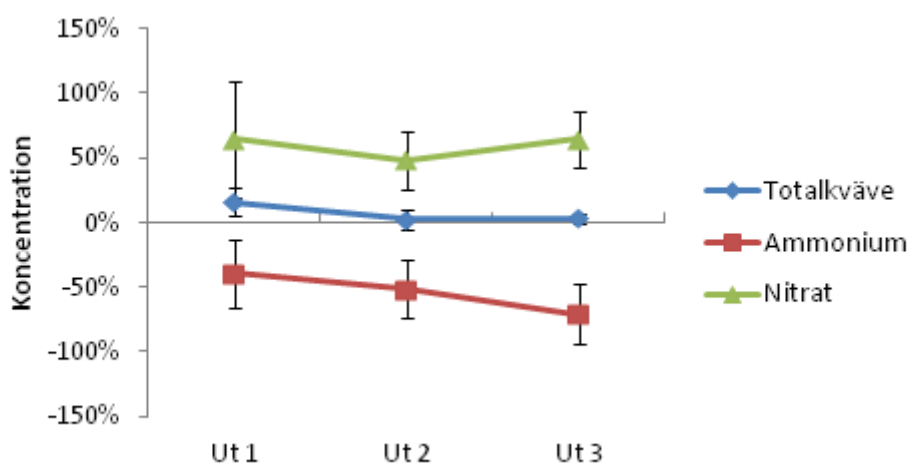
Kvävefördelningen under tömningen av pulskärren ändrades med tiden. Ju längre tid vattnet var i pulskärret desto mer ammonium nitrifierades (fig. 21). Ammoniumhalten i utloppsvattnet tenderade att minska linjärt med tiden. Nitrathalten visade på en motsvarande uppgång, dock låg en större haltökning vid först mätningen i utloppet. Även totalkvävehalten ökade i första mätningen på utloppet för att sedan sjunka tillbaka till ungefär samma nivå som inkommande vatten. För att minska variationen i resultaten jämfördes den relativa förändringen av kvävehalterna genom pulskärret. Resultaten visar att cirka 50 % av ammoniumet omvandlas till nitrat och totalkvävekoncentrationen ligger ganska stabilt kring noll (fig 22).

#### 4.2.2 Tömningstid

Pulskärren justerades under projektet för att tömma satsen under olika lång tid (bilaga C.5). Pulskärr 1 justerades till att tömmas under cirka två timmar medan pulskärr 4 justerades till att tömmas under cirka fyra timmar. Resultaten visade att fyra timmars tömning gav en högre nitrifikation än att avbörda pulskärret under två timmar (tabell 15). Konfidensintervallen (95 %) för ammonium- och nitratändring för de bägge pulskärren överlappades inte varav skillnaden är statistiskt säkerställd till 95 %.



Figur 21. Kvävefraktionerna under tömningen av pulskärren. Data är samlat från fem cykler, två från pulskärr 1 och tre från pulskärr 4



Figur 22. Relativ ändring av kvävefraktionerna genom pulskärret jämfört med inkommande vatten till pulskärret. Data är samlat från fem cykler, två från pulskärr 1 och tre från pulskärr 4

Tabell 15. Medelvärden med standardavvikelser för skillnaden och den relativa skillnaden för kvävefraktionerna i pulskärr 1 och 4.

	Tömnings- tid (h)	*Ammonium mg/l	*Nitrat mg/l	*Ammonium	*Nitrat	Antal prov
Pulskärr 1	2	-1,0 (0,2)**	0,4 (1,3)	-37 % (9 %)**	8 % (25 %)	4
Pulskärr 4	4	-2,1 (0,8)**	2,9 (0,7)**	-58 % (22 %)**	82 % (21 %)**	4

\* Medelvärden och standardavvikelse i parentes.

\*\* Konfidensintervallet ligger ej över nollpunkten.

### 4.3 YTBELASTNING

Pulskärren belastades med cirka tre satser på 60 m<sup>3</sup> var om dagen. Detta ger en hydraulisk belastning på cirka 600 mm/d. Med inkommande ammoniumhalter på cirka 3,1

mg/l ger detta en ammoniumbelastning på cirka 1600 mg/m<sup>2</sup>d. Totalkvävebelastningen blir på samma sätt 4300 mg/m<sup>2</sup>d. Om den specifika ytan räknas med, cirka 68000 m<sup>2</sup>/kärr blir den hydrauliska ytbelastningen istället 2,7 mm/d och totalkvävebelastningen blir 22 mg/m<sup>2</sup>d.

## 5 DISKUSSION

### 5.1 SBR

I resultaten från processmätningarna ses att totalkvävehalten sjunker med över 50 % i SBR-reaktorerna. Då avskiljningen av kväve i våtmarkerna inte visade sig vara speciellt stor kan SBR-reaktorerna tillskrivas i princip hela kvävereduktionen enligt resultaten från egenkontrollen, alltså 79 % avskiljning. Detta trots att SBR-reaktorerna inte är byggda för att denitrifiera. SBR-reaktorerna byggdes för att rena vattnet från organiskt material och fosfor men även kunna nitrifiera ammonium om sådana krav skulle komma. När verket ligger i ”lågflödesinställningarna” syresätts vattnet mer än vad som behövs för att omhänderta det organiska materialet. Detta leder till att ammonium nitrifieras till nitrat. Nitratet denitrifieras därefter av denitrifierare som inte behöver organiskt material. Vilka processer som sker i SBR-reaktorerna bör undersökas vidare.

#### 5.1.1 Ammonium och syre

För att öka ammoniumhalterna efter SBR-reaktorerna behövde nitrifieringen minskas. Det konstaterades att reaktorerna luftas betydligt mer än vad som föreslås i processbeskrivningen. Luftningens syfte är att ge heterotrofa bakterier möjlighet att omsätta det inkommande organiska materialet. Luftas SBR-reaktorerna mer gynnas autotrofa nitrifiererbakterier som omvandlar ammonium till nitrat. I försöken att öka ammoniumhalterna minskades luftningen i reaktorerna från cirka 200 minuter per dag till cirka 130 minuter per dag (tabell 5). Minskningen skedde successivt (tabell 5) för att inte chocka biosamhället och skada verkets denitrifierade bakterier samt för att se när bra inställningar nåtts d.v.s när vattnet renas från organiskt material utan att nitrifiera ammonium.

Trots en minskning av luftningen blev effekterna på ammoniumnivåerna små. Det hade varit intressant att fortsätta minska luftningstiderna för att hitta en optimal strategi. Jämförs en vecka i februari (bilaga C.4) och en vecka i april (bilaga C.3) ses att syrehalterna sänkts i SBR-reaktorn vilket visar att luftminskningen haft viss effekt.

Ett annat sätt att lösa syresättningen i bassängen är att använda sig av regulatorer som varierar luftflödet för att hålla syret på en optimal nivå och främja valda processer. Dagens styrning av luftningen leder till att syrehalten varierar mellan 0 och vattnets mättnad (bilaga C.4). Enligt Metcalf & Eddy (2014) leder högre syrehalter än 4 mg/l inte till någon snabbare rening medan syrehalter under 1 mg/l kan ge upphov till utsläpp av växthusgaser. Hur det fungerar i Forsmarks SBR-reaktorer bör undersökas mer.

Luftningen är den mest energikrävande processen i reningsverk med aktivt slam. Att lufta mer än vad som behövs för att hålla syrekoncentrationerna över 4 mg/l ger stora utgifter med minimala reningseffekter (Fredriksson & Balmér, 2013). Vid 10°C är det maximala syreupptaget i vatten 11,3 mg/l (Metcalf & Eddy, 2014) och att ha en luftsensor som stoppar luftningen vid 14 mg/l, vilket tidtagare var fallet på verket, ger ingen effekt.



## 5.2 PULSKÄRR

Vid tidigare omnämnd ombyggnation uppstod vissa skillnader mellan pulskärren vilket bidragit till osäkerheter i tolkningar av vattnets flödesvägar mellan brunnarna. De olika ytorna är ett synligt bevis för olikheten. Vattnet i pulskärr 1 och 2 rinner in mot mitten och sedan ner mot utloppet. När pulskärret är fullt lägger det sig ändå vatten vid ytan på nästan hela kärret. Dock utnyttjas inte hela översilningsarean. I pulskärr 3 och 4 rinner vattnet över hela ytan. I några av pulskärren går det understa lagret hela vägen in i inloppsområdet och skapar ”genvägar” för vattnet (Ridderstolpe, 2017).

Pulskärren har varit igång med nuvarande utformning sedan 2015 och har endast under en kortare period av kyla varit bortkopplade ur systemet. Enligt Holm (2017) fungerar pulskärren bra så länge temperaturer omkring -20 grader inte är mer långvariga än en vecka. En av anledningarna till att pulskärren påverkas lite av kyla är den täta vegetationen som fungerar som isolering (fig. 23).



Figur 23. Växterna täcker markytan väl.

I beräkningen av den specifika ytan har det antagits att varje korn var kvadratisk och att varje fraktion i ett lager finns i lika stor volym samt att porstorleken för alla lagren varit 35 % vilket kan ha överdrivit resultaten. Dock har det organiska materialet inte inräknats vilket istället ger en underskattning av den specifika ytan. Detta leder till en viss osäkerhet till om rätt specifik yta har använts. Det kan dock konstateras att det ammonium som rinner in i pulskärret med nuvarande halter är betydligt lägre än vad ytorna teoretiskt skulle kunna binda upp.

### 5.2.1 Konduktivitet, pH, syre och temperatur

Då konduktivitetmätningarna visade att konduktiviteten låg stabilt kring 80 mS/m gjordes bara mätningarna under några provtillfällen. Värdena är typiska för spillvatten (Levlin, 2007) och något läckage från havet in på ledningsnätet kunde inte påvisas.

pH minskade något under tiden i pulskärret enligt egenkontrollen vilket tyder på att nitrifikation skedde under tiden då vattnet vistas i pulskärret (tabell 10). Det var dock svårt att ta fram detta samband i de egna mätningarna (tabell 12). Att pH sjunker så lite kan bland annat bero på vattnets buffrande förmåga.

Syremätningarna visade att syrehalterna minskade under tiden vattnet låg i pulskärret. Detta kan bero på syrekrävande biologiska processer som nitrifikation. Resultaten visade också att syrehalterna ökade vid första provtagningen vilket var logiskt då vatten spolades över ytor som varit i kontakt med syre. Minskningen i syrehalten kan också förklaras med att dessa ytor redan lämnat ifrån sig syret till vattnet i ett tidigare skede och att detta vatten runnit ut.

Pulskärren värmdes upp av det inkommande vattnet. Vattentemperaturen sjönk mellan brunnarna, alltså har vattnet avgett energi. Vattentemperaturen var hela tiden långt över fyra grader vilket är den temperatur där nitrifikationen avtar som mest. Tiden mellan satserna spelar roll för hur mycket temperaturen sänks. Under perioder av kallare väder kan det vara bättre för nitrifikationen att köra verket med två pulskärr med kortare viloperioder än att köra alla fyra. Detta föreslogs av Ridderstolpe (2015) för att motverka igenisning.

### 5.2.2 Nitrifikation

Pulskärren visade sig nitrifiera inkommande ammonium med 50 % . Då försöken gjorts med låga halter ammonium kvarstår dock frågan hur mycket pulskärren klarar av. Den totala ammoniumbelastningen per kärr var cirka 2,5 kg/d varav hälften nitrifierades. Bio-bäddar har en nitrifikationshastigheten som uppskattats till 0,8 g NH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>d Ullman & Ridderstolpe (2017). Antas det att pulskärren har samma förmåga skulle varje kärr kunna nitrifiera 54 kg NH<sub>4</sub>/d räknat med en specifik yta på pulskärren 68000 m<sup>2</sup>. Även om beräkningen är osäker ger den ändå en fingervisning om att pulskärren skulle kunna nitrifiera mer ammonium om det skulle behövas. För att hitta kapacitetsgränserna bör luftningen fortsätta minskas i SBR-reaktorerna samt att processmätningarna fortsätter.

Ammoniumhalten sjönk ju längre tid vattnet låg i pulskärret (fig. 21). Detta indikerar att en längre uppehållstid i kärret ökade nitrifikationen. Det kan även finnas andra förklaringar t.ex. att vattnets väg till utloppsbrunnen spelar roll. Nitratkoncentrationerna ökade mer än vad ammoniumhalterna minskade vid första mättillfället (Ut 1). Detta berodde troligtvis på att ammonium som adsorberats under tidigare cykler nitrifierats i de syrerika förhållanden som rått mellan satserna. Nitratet som är negativt laddat lossnar från grusets negativa ytor och hamnar i det kapillära vattnet som sedan sköljs med nästa puls.

### 5.2.3 Tömningstid

Resultaten visade att pulskärr 4 hade betydligt bättre nitrifikation än pulskärr 1 (tabell 15). Det kan dock flera förklaringar än tömningstiden. Att pulskärr 4 var bättre skulle även kunna bero på att de är konstruerade olika. Hur pulskärren ser ut under jord var svårt att säga eftersom ritningarna anger hur man ville bygga kärret inte hur det blev byggt. För att bekräfta att tömma pulskärret under fyra timmar istället för två ger en bättre nitrifikation kan försöken skiftas så att pulskärr 1 tömmas under 4 timmar.

Då resultaten säger att ökade uppehållstider förbättrar nitrifikationen, litteraturen Wu et al. (2014) och Norin et al. (2005) överensstämmer och det finns möjlighet rent kapacitetsmässigt bör pulskärren tömmas under minst fyra timmar. Pulskärren är dimensionerade för att tömmas under åtta timmar vilket ytterligare motiverar att höja tömningstiden. När alla fyra pulskärr används kommer flödet på vart och ett minska och vilotiderna att

öka vilket ger mer tid för nitrifierarna att omvandla fastlagt ammonium. Den maximala hydrauliska kapaciteten i pulskärren vid fyra timmars tömning blir fyra gånger  $15 \text{ m}^3/\text{h}$ . För att hålla en bra nitrifiering bör vilotiderna ligga på samma tid vilket ger att belastningen på reningsverket optimalt inte bör vara över  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ . Skulle flödena överstiga  $60 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $1440 \text{ m}^3/\text{d}$ ) kan antingen kärren ställas om till snabbare tömning eller så kan vattnet skickas direkt till dammen. Det finns volym i pulskärren för att klara  $120 \text{ m}^3$ , så vid kortvariga höga flöden behöves inga åtgärder vidtas.

#### **5.2.4 Osäkerheter i provtagningarna och analyserna**

Vissa anomalier förekommer i tiderna när proven i utloppet togs. Dessa avvikelser bidrar till en viss osäkerhet i resultaten, men då vattnet i pulskärret var blandat och reaktionerna är långsamma borde uppkomna fel vara små. En annan felkälla är att föroreningar från tidigare satsar ligger kvar i rören till den automatiska provtagaren. Dessa avlagringar kan ta upp eller lämna ifrån olika kväveföreningar. Då mätningar även utfördes på det inkommande vattnet direkt i pulskärret och inga större skillnader påvisades antas dessa störningar vara små.

Syre- och temperaturprovtagningen ändrades under fältbesöken då resultaten blev betydligt bättre när mätningarna utfördes direkt i in och utloppsbrunnen. Den 16/3 och 6/4 gjordes mätningarna i tagna prover inomhus i provrummet vilket ledde till att resultaten påverkades av omgivningen.

En stor anledningen till variationen i analysresultaten berodde på variationen i det inkommande vatten till reningsverket. Variationen i flödet berodde på flera saker bland annat hur många som befann sig i Forsmark och på hur mycket markvatten som läckte in. Dagar med lågt inläckage i systemet skapade högre koncentrationer organiskt material och kväve i det inkommande vattnet (fig. 13 och 14). Detta ledde i sin tur till högre koncentrationer ammonium i SBR:reaktorerna vilket ses i bilaga C.4 där live-mätvärdet för ammonium minskar under helgen då kvävebelastningen troligtvis minskade. Detta ledde sedan till varierade halter ammonium i pulskärren. Vissa veckor vistas färre människor på området vilket ledde till lägre inkommande halter.

För att validera analyserna av ammonium, nitrat och totalkvävet testades kyvetterna med kända halter av ammonium och nitrat. Testerna spädes från  $1000 \text{ mg/l}$  till  $10 \text{ mg/l}$  och  $1 \text{ mg/l}$ . Ammoniumtesterna underskattades och bara 70 % av värdet visades både av ammoniumkyvetterna och totalkvävekyvetterna (tabell 16). Stämmer detta är ammoniumhalterna underskattade i studien. Nitrattesterna underskattades och bara 20 % av värdet visades av nitratkyvetten och totalkvävekyvetten (tabell 16). Stämmer detta är nitralternerna grovt underskattade. Skulle dessa underskattningar stämma visar totalkvävekyvetterna både 30 % och 80 % fel vilket är osannolikt (tabell 16). Kyvetterna borde testas mot en ny känd lösning för att bekräfta att valideringsproverna var felaktiga. Relativa värden på reduktionen påverkas inte av konstanta fel, däremot blir absoluta koncentrationer underskattade.

Tabell 16. Sammanställning av provtagningen på valideringsvätskorna ammonium och nitrat.

Datum	Prov	N-tot	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	N-tot	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>
06-april	1 mg/l NH <sub>4</sub>	-	0,7	-	-	29%	-
06-april	10 mg/l NO <sub>3</sub>	-	-	2,0	-	-	80%
07-april	10 mg/l NO <sub>3</sub>	-	-	1,9	-	-	81%
13-april	Avjonat vatten	0,5	0,0	-0,3	-	0	-
13-april	10 mg/l NH <sub>4</sub>	7,0	6,9	-	<b>30%</b>	31%	-
21-april	10 mg/l NO <sub>3</sub>	2,2	-	2,0	<b>78%</b>	-	80%

## 5.3 ÖVRIG RENING

### 5.3.1 Dammen

Slutdammen har visat att den fyller funktionen som extraskydd vid bräddningar. Det finns gott om växter som bromsar upp vattnet och motverkar det pluggflöde som annars kan bildas. I rotzonen som bygger upp väggarna fångas partiklar upp och omsätts i biologiskt aktiva miljöer (Ridderstolpe, 2014). De levande skärmväggarna tillsammans med undervattensvegetationen skapar en miljö med ett myller av småkryp. Dammen har alltså förutom slutbehandlingen av vattnet en funktion som visuell kontroll av hur väl reningen i verket fungerar (Ridderstolpe, 2017). När man tvingades brädda från buffertbassängerna till dammen sedimenterades de fällda föroreningarna de första metrarna i dammen och fosformätaren som mätte kontinuerligt i utflödet gick aldrig över gränsvärdet (Lagerquist, 2010) vilket visar på ett robust system.

### 5.3.2 Reningsverket

I den egenkontroll som gjorts på avloppsreningsverket kan man se att verket klarar sina reningskrav med marginal. Att man dessutom har en kväveavskiljning på 79 % utan att använda sig av en framtagen process för kväveavskiljning är anmärkningsvärt. Då prover tas i inloppet och utloppet från verket vid ungefär samma tid kan vissa fel uppkomma eftersom det inte är "samma" vatten som provtas, detta på grund av uppehållstiderna i verket. Eftersom vattnets karaktär in till verket ändras på veckobasis spelar vilken dag proverna tas roll. Dock har tillräckligt många prover tagits under tiden verket varit i drift för att ge analysen styrka.

Fosforhalterna når gränsvärdet redan i SBR-reaktorn, i alla utom en provtagning, men sänks ytterligare en tiopotens genom pulskärret och dammen (bilaga C.1). Våtmarkerna höjer robustheten för verket då kvarvarande fosfor från SBR-reaktorerna effektivt stoppas från att nå recipienten.

Ammoniumhalterna i inloppet är uppskattade till 80 % av totalkvävet vilket är normalt för spillvatten (Ridderstolpe, 2017, Balmér et al., 2013). Detta då ammoniumkyvetterna för processmätningen inte hade tillräcklig kapacitet för att spektrofotometern skulle kunna avläsa provet. Problemet kan i framtiden lösas genom att späda proverna.

Man kan misstänka att pH mätaren inte kalibrerats under processmätningarna. Jämförs

pH-värdena från processmätningarna (fig. 17) med pH-värdena från egenkontrollen (tabell 8) och provtagningarna i studien visar det sig att medelvärdet höjts från pH 7 till pH 8. pH-värdena från processmätningarna bör därför ses som överskattade. Trenden i mätningarna visar att vattnet blir surare genom de olika reningsstegen. Detta bekräftar nitrifikationen av ammonium då processen avger väteprotoner (ek. 3). Att pH-sänkningen i SBR-reaktorn inte är större kan förklaras med att denitrifikationen konsumerar lika många protoner som produceras i nitrifikationen samt att vattnet har en buffrande förmåga.

Under helger när inflödet av spillvatten är lågt assimileras eller nitrifieras all ammonium i SBR-reaktorerna. Ammoniumhalterna ökade under veckan för att nå maxvärdet under fredag eftermiddag. I bilaga C.3 visas ammoniumhalten, syrehalten och vattennivån i SBR-reaktorn under en vecka.

### 5.3.3 Sammanfattning

Verket visar på fina resultat och ligger oftast långt under gränsvärdena 10 mg BOD<sub>7</sub>/l samt 0,4 mg fosfor/l. Dock används mycket luft i SBR-reaktorerna vilket är en av orsakerna till den höga kvävereduktionen på 79 %. Luftningen borde kunna minskas för att ge pulskärren ett större utrymme att få verka och bidra med den nitrifikationskapacitet som finns där. Jämförs pulskärren mot andra liknande nitrifikationsanläggningar visar pulskärren på liknande egenskaper trots den höga hydrauliska belastningen (tabell 17). Exempelen ligger inom ramen för vad de olika reningsprocesserna förväntas åstadkomma.

Tabell 17. En jämförelse mellan pulskärren och vad man sett i andra naturnära nitrifikationsanläggningar. Resultaten visas även i ton/ha år för att ge perspektiv till resultaten

	Hyd. bel. mm/d	NH <sub>4</sub> bel. mg/l	Nitrifikation		Referenser
			mg/m <sup>2</sup> d	ton/ha år	
Pulskärr	515	3,1	800	3	49 % Denna studie
Översilningsytor	128	33,3	1000	4	24 % af Petersens (1999)
Markbäddar	60	60,3	2500	9	70 % Pell (uå)
Norsk biobädd	93	67,3	5100	19	82 % Jenssen et al. (2010)

## 5.4 LAKVATTEN

Pulskärrens roll i ett framtida avloppsverk där denitrifikation av lakvatten från bergkrossdeponin ska ske, kommer att vara mindre än vad deras roll är tänkt att vara idag eftersom vattnet då nitrifieras innan pulskärren. Pulskärren kommer dock att finnas kvar som ett extra skydd mot föroreningar som slam, smittoämnen samt att ammonium tar sig ut till recipienten. Forsberg (2017b) har angett det nya normala flödet till 912 m<sup>3</sup>/d. Som det nämndes i avsnitt 5.2.3 kommer pulskärren att kunna ta hand om maximala dygnsflöden upp till cirka 1440 m<sup>3</sup>/d vilket betyder att hydrauliken inte begränsar den lösningen.

Då verket idag har ett lägre medelflöde än vad det dimensionerades för, borde det vara rimligare att utgå från att det nya dimensionerande medelflödet motsvaras av dagens flöde samt tillskottet från bergkrossdeponin (410 + 190 m<sup>3</sup>/d). Tidigare har det föreslagits

av Forsberg (2017b) att man ska utgå från det dimensionerade medelflödet samt flödet från bergkrossdeponin ( $722 + 190 \text{ m}^3/\text{d}$ ). Risken finns att verket byggs ut onödigt mycket för att denitrifiera vatten under några år.

Forsberg (2017b) uppskattar att vattentemperaturen kommer sänkas ungefär en grad på inkommande vatten om lakvattnet tillförs. Om liknande förhållanden som under provperioden råder kommer det inte att påverka pulskärrens funktion. Det viktiga är att hålla temperaturen i kärret över fyra grader. Under provperioden låg temperatur i utflödet från pulskärret som lägst kring sju grader.

För att slippa lufta inkommande lakvatten i reaktorn vilket kostar pengar borde ett nitrifikationssteg byggas innan SBR-reaktorn. Här skulle pulskärren kunna utnyttjas om vattentemperaturen är över fyra grader så att nitrifikation kan ske. Ett bättre alternativ är att bygga någon annan naturnära nitrifikationsanläggning mellan deponin och verket.

En alternativ lösning på lakvattenhanteringen togs fram av Ridderstolpe & Stråe (2010) åt SKB. Förslaget går ut på att översilningsytor utnyttjas för att nitrifiera vattnet. Därefter leds vattnet vidare till en våtmark där vattnet kan denitrifieras. Under åren med störst belastning skulle kol kunna tillsättas i våtmarken för att främja denitrifikationen och nå reningsmålen.

## 6 SLUTSATS

Forsmarks reningsverk fungerar bra då reningsverket ligger långt under utsläppskraven som ställts. Dessutom avskiljs kväve till 79 %. Puls kärren fungerar bra som nitrifierande steg men får för lite ammonium för att utnyttjas optimalt. Skulle luftningen minskas kommer pulskärren att nitrifiera ammoniumet gratis (då vattnet rinner igenom dem redan idag).

Pulskärren bör justeras att tömmas under minst fyra timmar då både resultaten och rådande teori bland annat (Wu et al., 2014) visar på att det främjar de biologiska processerna. Det är dock viktigt att också ha relativt långa vilotider. Norin et al. (2005) och Wu et al. (2014) säger att vilotiden relativt cykel bör ligga mellan 1:1 till 1:2.

Skulle lakvatten ledas in till avloppsverket kommer pulskärren att klara den högre hydrauliska belastningen.

Pulskärren har liknande egenskaper för kväverening som andra syrerika naturnära reningmetoder.

### 6.1 FORTSATT STUDIER

- Finns anammoxa processer i våtmarker?
- Hur bra renar pulskärren läkemedelsrester och patogener?
- Hur kommer det sig att SBR-reaktorerna klarar av att avskilja 79 % kväve utan avsikt att denitrifiera i processen?
- Vilken katjonbyteskapacitet har pulskärren?
- Vilken är den bästa tömningstiden i pulskärren

## REFERENSER

- Andersson, J., Bastviken, S. K. och Tonderski, K. (2005). Free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden: nitrogen and phosphorus removal. *Water Science and Technology*, , Vol. 51, sid. 39–46.
- Arvidsson, L., Heander, E., Hedenstedt, A., van Praagh, M., Persson, K. M. och Serti, S. (2012) *Deponihandbok*. No. ISSN 1103-4092, Malmö: Avfall Sverige, Reviderad handbok för deponering som del av modern avfallshantering.
- Balmér, P., Palm, O., Finnson, A., Olofsson, B. och Nyberg, U. (2013) *Avloppsteknik 1 - Allmänt*. Stockholm: Svenskt Vatten AB 3:e uppl.
- Bons, P. (2016) Reningsverk, inställningar i Citect fastighetsdator. FGD-2015-0058, Forsmarks Kraftverksgrupp, Forsmark, ej pub.
- Brink, N. (1962) Biologiska sandbäddar och slambrunnar för behandling av avloppsvatten vid små enheter., Ingenjörsvetenskapsakademien (IVA), Uppsala.
- Brix, H. och Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, , Vol. 25, sid. 491–500.
- Ellwerth-Stein, E. (2012) Resurseffektiv kvävereduktion genom nitrifikation. ISSN 1401-5765, Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala.
- Erler, D. V., Eyre, B. D. och Davison, L. (2008). The contribution of anammox and denitrification to sediment N<sub>2</sub> production in a surface flow constructed wetland. *Environmental Science and Technology*, , Vol. 42, sid. 9144–9150.
- Flyckt, L. (2010) Reningsresultat, drifterfarenheter och kostnadseffektivitet i svenska våtmarker för spillvattenrening., Linköpings universitet, Linköping.
- Forsberg, S. (2017a) Dim data Lakvatten.. F-0049408, Ramböll, Uppsala.
- Forsberg, S. (2017b) Omhändertagande av lakvatten från SKBs bergupplag i Forsmark. F-0049404, Ramböll, Uppsala.
- Fredriksson, O. och Balmér, P. (2013) *Avloppsteknik 2- Reningsprocessen*. Stockholm: Svenskt Vatten AB 3:e uppl.
- Geller, G., Kleyn, K. och Lenz, A. (1990) *Constructed wetlands in water pollution control - Planted soil filters for wastewater treatment*. No. ISBN 0 08 040784 6, London: International Association on Water Pollution Research and Control, sid.161 - 169.
- Grip, H. och Rodhe, A. (2016) *Vattnets väg från regn till bäck*. No. ISBN: 978-91-639-0456-1, Uppsala: Uppsala universitet 4:e uppl.
- Holm, R. (2017) Processtekniker. Pers. 20170216.
- Inrikesdepartement (1955) Undersökningar rörande små avloppsreningsanläggningar - 1950 års avloppsutredning. 1955:18, Statens offentliga utredningar, Stockholm.



- Jenssen, P. D., Krogstad, T., Paruch, A. M., Mæhlum, T., Adam, K., Arias, C. A., Heistad, A., Jonsson, L., Hellström, D., Brix, H., Yli-Halla, M., Vråle, L. och Valve, M. (2010). Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries - Performance and reuse of filter media. *Ecological Engineering*, , Vol. 36, sid. 1651–1659.
- Jenssen, P. D., Mæhlum, T., Krogstad, T. och Vråle, L. (2005). High performance constructed wetlands for cold climates. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, , Vol. 40, sid. 1343–1353.
- Jenssen, P., Jonasson, S. och Heistad, A. (2006) Naturbasert rensing av avløpsvann - en kunnskapssammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer. VA-Forsk Nr 2006-20, Svenskt Vatten AB, Stockholm.
- Kadlec, H., Robert och Knight, L., Robert (1996) *Treatment Wetlands*. New York: Lewis publishers.
- Lagerquist, K. (2010) Konstruktionsspecifikation 1 Nytt avloppsreningsverk., Vattenfall, Forsmark, ej pub.
- Levlin, E. (2007). Conductivity measurements for controlling municipal waste-water treatment. *ResearchGate*, , KTH, S-100 44.
- Lorentz, Å. (2017) Processingengör FKA. E-post.
- Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A. och Gersberg, R. M. (2001). Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, , Vol. 18, sid. 157 – 171.
- Metcalf och Eddy (1979) *Wastewater engineering treatment. disposal, reuse*. New Delhi: McGraw-Hill, Inc 2:a uppl.
- Metcalf och Eddy (2014) *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. No. ISBN 9781259010798, Boston: McGraw-Hill 5e uppl.
- Naturvårdsveket (2008) Lakvatten från deponier. isbn 978-91-620-8306-9, Naturvårdsveket, Stockholm.
- Norin, E., Bellander, F., Johnsson, L. och VIAK, S. (2005) Uppföljning av funktionen hos öppna filterbäddar. Va-Forsk Nr 2005-16, Svenskt Vatten AB, Sundsvall.
- Pell, M. (uå) Markbäddar och infiltrationsanläggningar för behandling av hushållsavloppsvatten - uppföljning av anläggning i fält., Uppsala.
- af Petersens, E. (1999) Översilning som metod för kväverening av avloppsvatten. ISSN: 1100-2263, SLU, Uppsala.
- Pettersson, R., Kätterer, T., von Feilitzen, J. och Bjelkås, C. (2002) Specifika ytan - räkneuppgift, Internet. URL: [http://www-vaxten.slu.se/marken/specifika\\_yta.htm](http://www-vaxten.slu.se/marken/specifika_yta.htm), läst 2017-05-09.

- Ridderstolpe, P. (2009) Markbaserad rening - En förstudie för bedömning av kunskapsläge och utvecklingsbehov. ISSN 1403-168x, Länsstyrelserna, Uppsala.
- Ridderstolpe, P. (2014) Rambeskrivning för efterbehandling i våtmark., WRS Uppsala AB, Uppsala, ej pub.
- Ridderstolpe, P. (2015) Pulskärr efter ombyggnad. 116900, WRS Uppsala AB, Uppsala, ej pub.
- Ridderstolpe, P. (2017) Ekolog, processtekniker. Pers.
- Ridderstolpe, P. och Stråe, D. (2010) Vattenhantering vid ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark - läge Söderviken. ISSN 1651-4416, SKB P-10-19, WRS Uppsala AB, Uppsala.
- Taylor, P. G. och Townsend, A. R. (2010). Stoichiometric control of organic carbon-nitrate relationships from soils to the sea.
- Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. och Oscarsson, H. (2002) *Våtmarksboken : skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. Göteborg: Vattenstrategiska forskningsprogrammet (VASTRA).
- Ullman, A. och Ridderstolpe, P. (2017) Rimbo avloppsreningsverk - Förslag till framtida utformning av avloppsreningsverket., treatcon ab och WRS Uppsala AB, Uppsala, ej pub., Utkast.
- Varón, M. R. P. och Mara, D. (2004) Waste Stabilisation Ponds., ICR International Water and Sanitation Centre, Baserad på TOP:s.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, , Vol. 380, sid. 48 – 65, Contaminants in Natural and Constructed Wetlands: Pollutant Dynamics and ControlWetland Pollution and Control Special Issue.
- Wang, P., Zhang, H., Zuo, J., Zhao, D., Zou, X., Zhu, Z., Jeelani, N., Leng, X. och An, S. (2016). A Hardy Plant Facilitates Nitrogen Removal via Microbial Communities in Subsurface Flow Constructed Wetlands in Winter. *Scientific Reports*, , Vol. 6.
- Wittgren, H. B., Wallin, H., Ridderstolpe, P. och Gunsell, C. (1994). Våtmark Oxelösund - Fullskaleförsök med kväverening i anlagda våtmarker.
- Wu, S., Kuschik, P., Brix, H., Vymazal, J. och Dong, R. (2014). Development of constructed wetlands inperformance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water research*, , Vol. 57, sid. 40–45.

## BILAGOR

### A BERÄKNINGAR

#### A.1 BERÄKNAD VOLYM AV PULSKÄRR

Tabell 18. Beräknad volym i ett pulskärr utan grus och med grus men där porvolymen utnyttjas. Porositeten har uppskattats till 35 % då den största fraktionen filtersand uppskattats ha denna porositet (avsnitt 3.1.3).

	Mäktighet m	Längd m	Brädd m	Total volym m <sup>3</sup>	Plats för vatten m <sup>3</sup>
Volym i gruset	0,35	25	14	122	80
Volym i växtzon	0,12	25	14	42	42
Total volym					122

#### A.2 SPECIFIK YTA PULSKÄRR

Tabell 19. Uppskattning av den specifika markytan i pulskärren. Beräkningarna bygger på ekvation 8 materialen har uppskattats ha lika volymdelar av de olika kornstorlekarna i varje lager. Kornen är antagna att vara kuber med sidan som kornstorleken.

	Kornstorlek (m) d	Sidor (m) h	l	b	Volym (m <sup>3</sup> )	Specifik yta (m <sup>2</sup> )	Specifik yta* (m <sup>2</sup> )
Filtersand	0,004	0,2	22	14	61,6	92400	60060
	0,005	0,2	22	14	61,6	73920	48048
	0,006	0,2	22	14	61,6	61600	40040
Medel						75973	49382
Övergångs- lager	0,004	0,05	25	14	17,5	26250	17063
	0,006	0,05	25	14	17,5	17500	11375
	0,008	0,05	25	14	17,5	13125	8531
	0,01	0,05	25	14	17,5	10500	6825
Medel						16844	10948
Dränlager	0,008	0,06	25	14	21	15750	10238
	0,01	0,06	25	14	21	12600	8190
	0,012	0,06	25	14	21	10500	6825
	0,014	0,06	25	14	21	9000	5850
	0,016	0,06	25	14	21	7875	5118
Medel						11145	7244
Total specifik yta						104000	67600

\*Ytan är beräknad utifrån att 35 % av materialet är hålrum

### A.3 LUFTNINGSTIDER I SBR REAKTORN

$$\frac{410 \text{ m}^3/d}{45 \text{ m}^3/sats} = 7,6 \text{ satser/d} \approx 2,5 \text{ satser/reaktor d}$$

$$2,5 \text{ satser/reaktor d} \cdot 245 \text{ min/sats} \approx 10,3 \text{ körtimmar/d} \rightarrow 13,7 \text{ vilotimmar/d}$$

$$13,7 \text{ vilotimmar/d} \cdot \frac{15 \text{ min}}{65 \text{ min}} \text{ luftning i viloläge} = 190 \text{ min luftning i vila/d}$$

$$124 \text{ min luftning/sats} + 190 \text{ min/d} / 2,5 \text{ satser/dag} = 200 \text{ minuter luft/sats}$$

## B PROV OCH ANALYS AV PULSKÄRREN

### B.1 16/3

Tabell 20. Resultaten från provtagning och analys den 2017-03-16. Denna provtagning skedde innan ammoniumet hade börjat stigit mot önskvärda nivåer men gjordes för att testa utrustningen och metodvalen.

2017-03-16	Plats/Prov (fig 9)	N-Tot mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> mg/l	pH	Syre mg/l	Kond. mS/m	Temp °C
Pulskärr 4	2	17,5	1,64	2,82	7	6,5	-	9
SBR 1	*5	12	0,552	6	6,94	6,5	-	9,9
	5 Ut 1	12,9	0,997	5,71	6,96	7,5	-	-
	5 Ut 2	11,1	1,62	10,5	6,94	7	-	-
	5 Ut 3	13,8	0,117	-	6,7	4,7	-	7,6
	5 Ut M	11	0,63	13,3	6,6	7	-	7,3
Pulskärr 1	3	11,9	0,92	12,3	76,8	6,7	-	-
SBR 2	8 Ut M	11,4	0,46	13,2	7,2	7,8	-	8

Flöde 410 m<sup>3</sup> Temperatur på inkommande vatten 11 °C

\* Provet är taget i pulskärrets inloppsbrunn. - Analys utfördes inte.

## B.2 6/4

Tabell 21. Resultaten från provtagning och analys den 2017-04-06.

2017-04-06	Plats/Prov (fig 9)	N-Tot mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> mg/l	pH	Syre mg/l	Kond. mS/m	Temp °C
Pulskärr 4	4	7,33	4,81	2,23	6,99	Lågt	0,78	9,8
SBR 3	5*	7,08	4,91	2,05	7,09	-	0,7	9,4
	5 Ut 1	9,89	2,52	7,67	7,12	7,3	-	8,3
	5 Ut 2	8,14	2,21	5,74	6,79	-	0,75	-
	5 Ut 3	7,41	1,19	6,51	6,73	1,2	-	8,7
	5 Ut M	7,94	1,87	5,7	6,92	-	-	-
Pulskärr 1	2	8,36	2,71	5,35	7,17	Lågt	0,78	-
SBR 1	8 Ut M	5,62	1,45	3,79	6,75	7,3	0,78	8,5
1 mg/l NH <sub>4</sub>	Test	-	0,706	-	-	-	-	-
10 mg/l NO <sub>3</sub>	Test	-	-	1,97	-	-	-	-

Flöde 358 m<sup>3</sup>. Temperatur på inkommande vatten 12,1 °C

\* Provet är taget i pulskärrets inloppsbrunn. - Analys utfördes inte.

## B.3 7/4

Tabell 22. Resultaten från provtagning och analys den 2017-04-07.

2017-04-07	Plats/Prov (fig 9)	N-Tot mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> mg/l	pH	Syre mg/l	Kond. mS/m	Temp °C
Pulskärr 4	3	6,88	3,39	1,53	6,88	-	-	-
SBR 2	5*	7,35	3,38	1,59	6,96	5	0,79	9
	5 Ut 1	8,8	1,57	6,51	6,99	8,5	0,77	8,2
	5 Ut 2	6,72	1,47	4,41	6,92	5,5	-	7,2
	5 Ut 3	7,14	1,78	5,06	6,83	7,8	-	7,6
	5 Ut M	7,45	2,28	5,21	6,72	7,3	-	7,7
Pulskärr 1	4	8,18	2,58	4,41	6,84	4,2	-	0
SBR 3	8 Ut M	8,31	1,78	5,7	6,99	6,5	-	7,7
10 mg/l NO <sub>3</sub>	Test	-	-	1,88	-	-	-	-

Flöde 340 m<sup>3</sup>. Temperatur på inkommande vatten 12,1 °C

\* Provet är taget i pulskärrets inloppsbrunn. - Analys utfördes inte.

## B.4 13/4

Tabell 23. Resultaten från provtagning och analys den 2017-04-13. Pulskärr 4 var mitt i tömningen när provtagningen inleddes.

2017-04-13	Plats/Prov (fig 9)	N-Tot mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> mg/l	pH	Syre mg/l	Kond. mS/m	Temp °C
Pulskärr 1	4	6,3	2,35	3,44	7,1	5,5	-	8,2
SBR 3	8 Ut 1	7,27	1,93	4,39	7,15	7,6	-	7,6
	8 Ut 2	5,9	1,78	4,3	7,08	7,6	-	6,9
	8 Ut 3	-	0,356	6,52	7,09	7,6	-	6,5
	8 Ut M	6,13	1,59	4,36	7,02	7,6	-	7
Pulskärr 4	3	8,82	3	2,86	7,18	4	-	8,2
SBR 2	5 Ut M	6,17	0,6	5,39	7,35	2,4	-	7,5
Blank	Test	0,47	0,009	-0,26	-	-	-	-
10 mg/l NH <sub>4</sub>	Test	6,99	6,93	-	-	-	-	-

Flöde 264 m<sup>3</sup>. Temperatur på inkommande vatten 13,1 °C

\* Provet är taget i pulskärrets inloppsbrunn. - Analys utfördes inte.

## B.5 21/4

Tabell 24. Resultaten från provtagning och analys 2017-04-21. Medel ut i pulskärr 4 fick börja analyseras efter halva tömningen på grund av tidsbrist. Ett fjärde prov togs dock i slutet där den tidskrävande totalkväveanalysen uteblev.

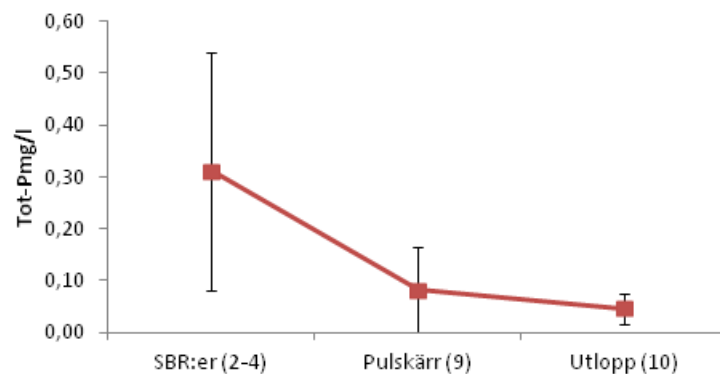
2017-04-21	Plats/Prov (fig 9)	N-Tot mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> mg/l	pH	Syre mg/l	Kond. mS/m	Temp °C
Pulskärr 1	4	11,7	2,89	8,25	6,68	4,6	-	8,4
SBR 3	8*	11,7	2,81	8,35	6,8	4,6	-	8,4
	8 Ut 1	11,9	2,51	9,55	7,14	7,2	-	8
	8 Ut 2	12,8	1,25	10,3	7,07	6,8	-	7,5
	8 Ut 3	12,5	0,69	10	6,68	7,4	-	6,9
	8 Ut medel	12,3	1,81	9,24	6,68	7,1	-	7,7
Pulskärr 4	2	11,3	3,08	7,71	6,92	6,4	-	8,5
SBR 1	5 Ut 1	12,6	1,46	10	6,73	8,4	-	7,8
	5 Ut 2	11,1	1,26	9,49	6,76	5,7	-	8,1
	5 Ut 3	11,2	0,786	9,92	6,6	4,2	-	8,2
	5 Ut 4	-	0,51	10,05	6,7	2,2	-	8,3
	5 Ut medel	11,6	1,29	9,82	6,7	5,1	-	8,1
10 mg/l NO <sub>3</sub>	Test	2,17	-	2,04	-	-	-	-

Flöde: 254 m<sup>3</sup>. Temperatur på inkommande vatten 13,5 °C

\* Provet är taget i pulskärrets inloppsbrunn. - Analys utfördes inte.

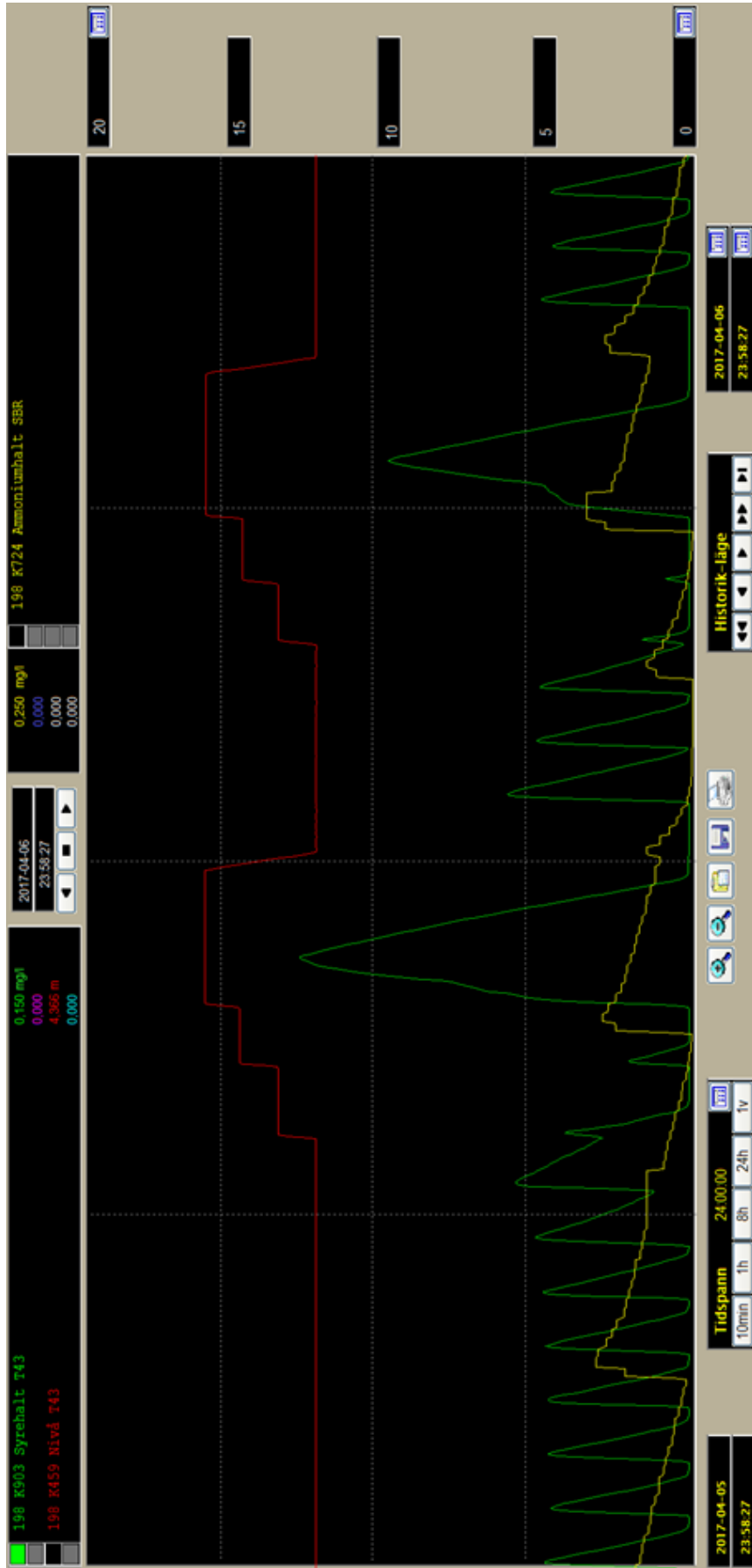
## C FIGURER

### C.1 TOTALFOSFORHALT



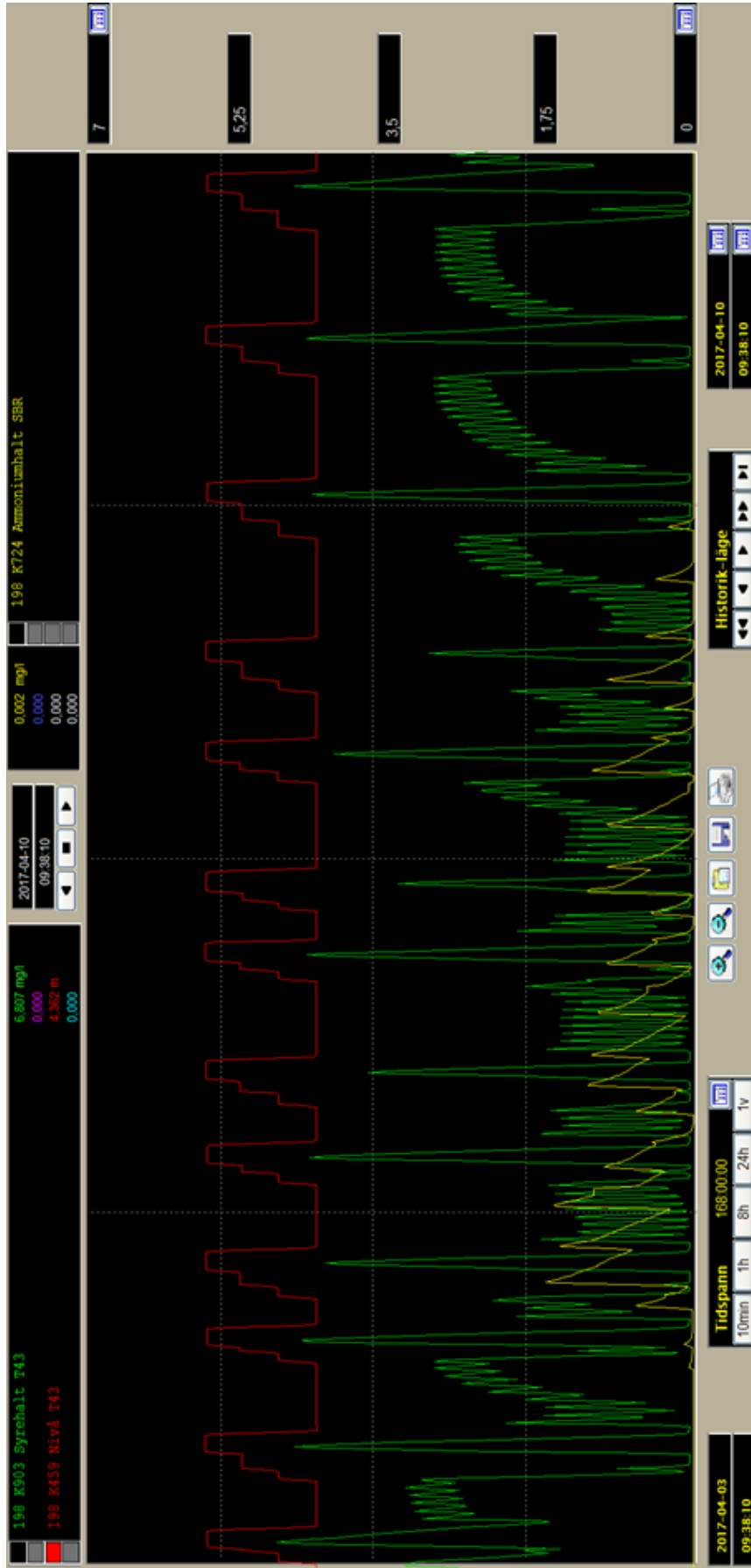
Figur C.1. Figur 18 fast utan inloppet för att ge bättre upplösning för de övriga punkterna. Medelvärde med standardavvikelse på totalfosforhalten i reningsverket. Provpunkterna anges inom parentes. Baserat på 6 provtagningstillfällen i processundersökningen.

### C.2 NIVÅER I RENINGSVERKET

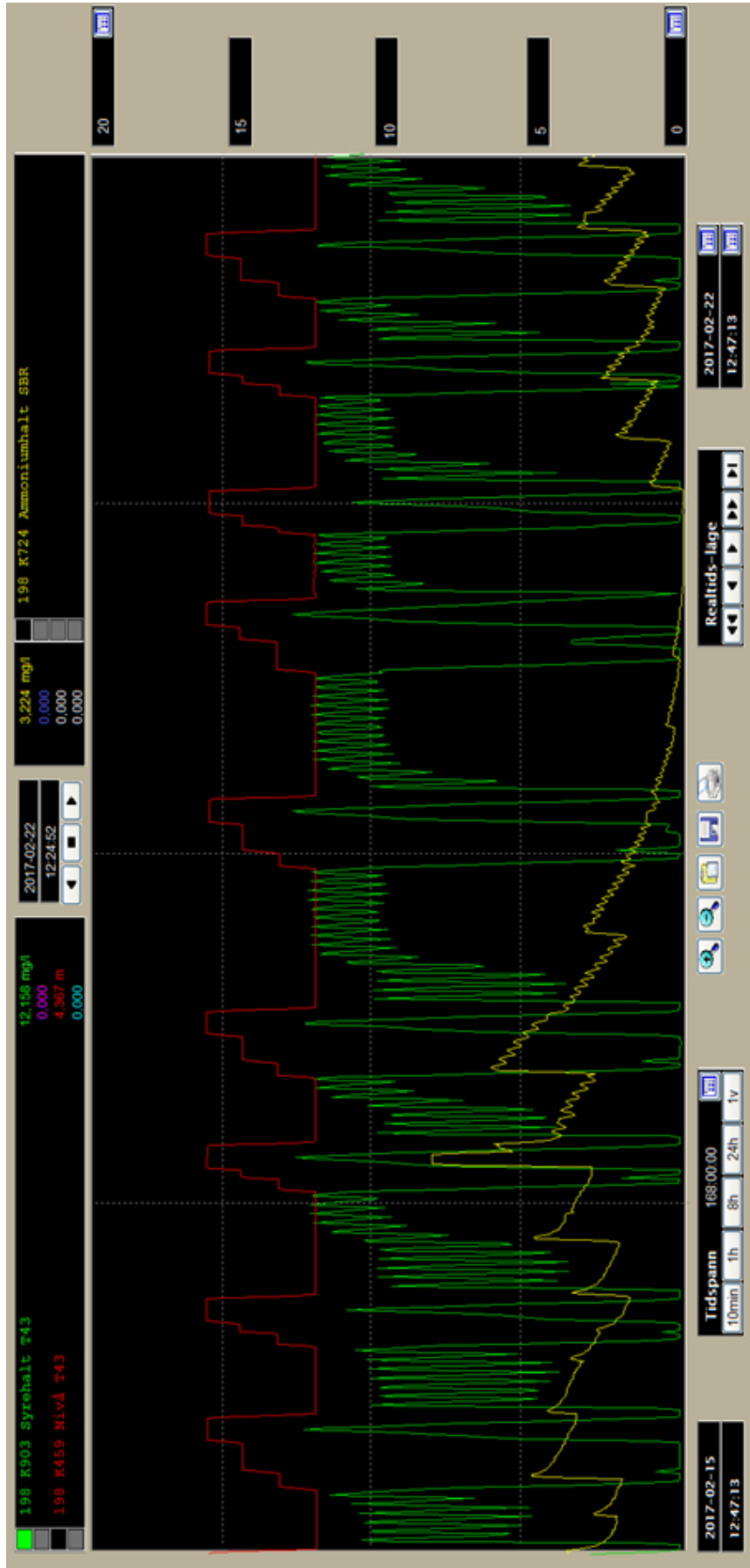


Figur C.2. Vattennivå (röd), syrehalt (grön) och ammoniumhalt (gul) i SBR-reaktor 3 2017-04-06. Ammoniumgivarens värden är ungefärliga vilket man kan se om man jämför med uppmätta nivåer den 6 april. Skalan till höger anger nivå i meter eller halt i mg/l.

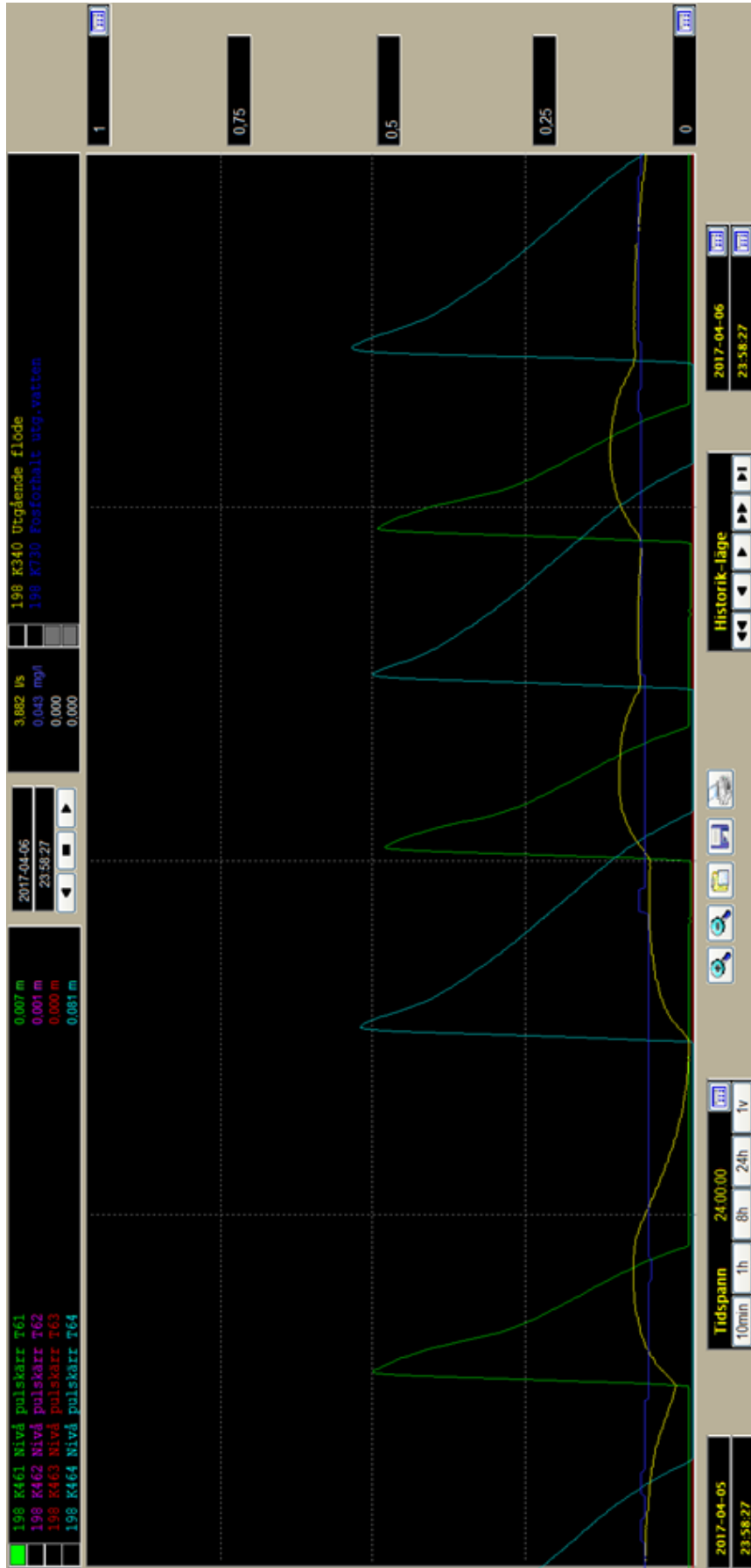




Figur C.3. Vattennivå (röd), syrehalt (grön) och ammoniumhalt (gul) i SBR-reaktor 3 2017-04-03 - 2017-04-10. Skalan till höger anger nivå i meter eller halt i mg/l.



Figur C.4. Vattennivå (röd), syrehalt (grön) och ammoniumhalt (gul) i SBR-reaktor 3 en vecka i februari (innan luftningen börjar minskas). Skalan till höger anger nivå i meter eller halt i mg/l.



Figur C.5. Vattennivå i pulskärren och dammen under 24 timmar, 2017-04-06. Skalan till höger anger nivå i meter. Grönt = pulskärr1, ljusblå = Pulskärr 4 och gul = vattennivån i dammen över utloppskanten.