



Fosforering i enskilda avlopp med rotzonsanläggning

Clara Hermansson

2014

Miljövetenskap

Examensarbete för masterexamen 30 hp

Lunds universitet

Fosforrening i enskilda avlopp med rotzonsanläggning

Clara Hermansson

2014

Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Maria Hansson, CEC, Lunds universitet

Extern handledare: Yngve Svensson, Alnarp Cleanwater Technology
AB

Abstract

A HSSF CW – Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland was constructed at Alnarp, Scania, Sweden, for onsite wastewater treatment in cooperation with the company Alnarp Cleanwater Technology AB, working with onsite wastewater treatment. The aim with the wetland was to reach at least a 70 % decrease in phosphorus concentration as required for areas with “normal protection” according to the Swedish EPA. Previous studies on HSSF CW’s have shown great variation in phosphorus retention (31 % - 99.5 %). Calcium, Aluminium and Iron content in the substrate has been pointed out as the most important factors determining phosphorus retention. There was a significant difference between phosphorus concentration in incoming and outgoing waste water and a retention of 85 % (CI: 75-95 %) was found. The sand in the HSSF CW had a Ca-content of approximately 5 % and *Glyceria maxima*, *Iris pseudacorus* and *Typha latifolia* were planted in the sand. Uptake from plants could play an important role if the phosphorus loading is not very high (10-20 mg P/m²/year). In theory, the plants in the study remove approximately 15-24 % of the incoming phosphorus.

In Sweden there are 745 000 households with onsite waste water treatment, and the majority of these do not fulfill the requirements from the Swedish EPA when it comes to phosphorus retention. These households contribute to eutrophication with important amounts of phosphorus, making up 19 % of the anthropogenic discharge of phosphorus. There is great potential in reducing eutrophication if more HSSF CW were to be constructed for onsite wastewater treatment.

In a near future, there will be lack of phosphorus for fertilizing farmland. The plants and the sand in the HSSF CW could be used as relatively clean sources of phosphorus for farmland.

Innehållsförteckning

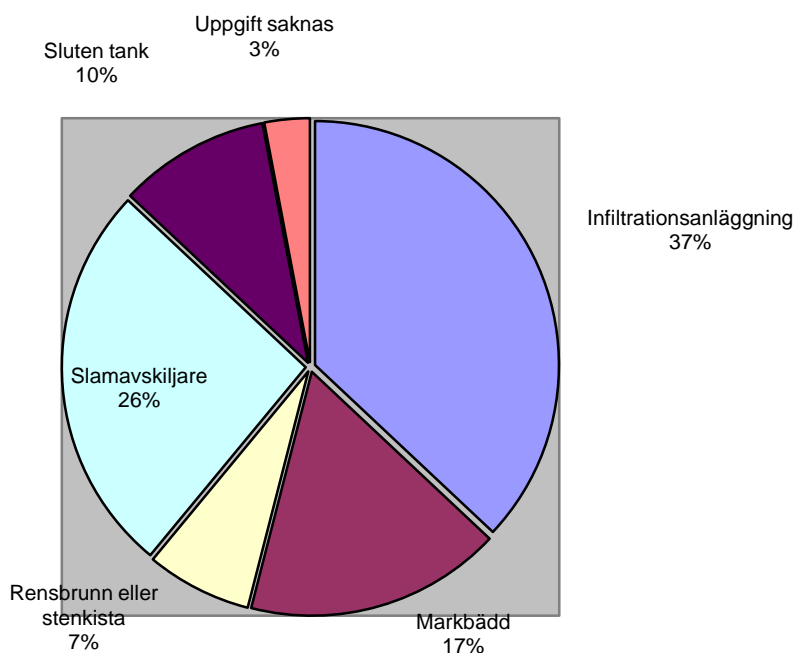
1. Inledning	1	
1.1 Inledning		1
1.2 Syfte, mål och hypotes		3
1.3 Avgränsningar		3
1.4 Miljövetenskaplig relevans		4
2. Metod	5	
2.1 Metod		5
2.2 Rotzonsanläggningar		5
2.3 ACT Natural		6
2.4 Fosfors olika tillstånd		6
2.5 Fosforering i rotzonsanläggningar		7
2.6 Kväverening i rotzonsanläggningar		9
2.7 Utformning av rotzonsanläggningen		9
3. Resultat	15	
4. Diskussion	19	
4.2 Miljövetenskaplig relevans		22
5. Slutsatser	23	
6. Tackord	24	
7. Referenser	25	

1. Inledning

1.1 Inledning

1.1.1 Rening av fosfor

Det finns olika tekniker för rening av enskilda avlopp (figur 1), den vanligaste är infiltrationsanläggningar, där vattnet filtreras genom jorden för att sedan hamna i grundvattnet (NVV, 2008). Infiltrationsanläggningars förmåga att rena fosfor har visat sig vara betydligt sämre än man tidigare trott, i takt med att filtret blir mättat avtar adsorptionsförmågan hos substratet (Eveborn et al, 2009; Eveborn et al, 2012). Gamla stenkistor och slamavskiljare besitter inte någon betydande reningsförmåga av fosfor (Avloppsguiden, 2014), så i dagsläget är fosforreningen av enskilda avlopp i Sverige undermålig.



Figur 1: Fördelning av reningstekniker för enskilda avlopp enligt enkätuppgifter från IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Mälarrådets enkät, inkl. kompletteringar utförda av TRK (NVV, 2008).

Enligt Naturvårdsverkets allmänna råd krävs fosforrening på 70 % av P_{tot} vid normal skyddsnivå samt 90 % rening vid hög skyddsnivå då dessutom 50 % kväverening krävs (NVV, 2008). Det är kommunerna som bestämmer vilka områden där normal respektive hög skyddsnivå ska gälla. Vid test av avloppreningsanläggningar utgår man från ett schablonvärde på 10 mg P/l i avloppsvattnet vilket innebär att utflödet från anläggningar med normal skyddsnivå inte får överstiga 3 mg/l och hög skyddsnivå inte får överstiga 1 mg P/l. För kväve är schablonvärdet 40 mg/l vid 50 % rening. Enligt de allmänna råden bör avloppsanordningen även möjliggöra för återföring av näringsämnen, och det är ett grundkrav att de enskilda avloppens funktion ska vara enkel att kontrollera och vara utformad så att service och underhåll underlättas.

Tre koncept för att öka borttagning av fosfor från enskilda avlopp är urinseparering, kemisk fällning och reaktiva filter (Eveborn, 2013). Vid applicering av kemisk fällning är återföring av fosfor till åkermark problematisk eftersom fällningskemikalier hamnar på åkrarna och dessutom binder fosfor hårt, vilket gör fosfor mindre biotillgänglig än t ex biologiskt bunden fosfor (Svenskt Vatten, 2014). Reaktiva filter med kalciumkarbonat är bättre för fosforåterföring eftersom kalcium inte binder fosfor lika hårt som exempelvis järn eller aluminium, dessutom är kalcium ett mer önskvärt ämne att tillföra åkermark (Tonderski et al, 2002). Vid urinseparering ökar möjligheterna betydligt för fosforåterföring, då största delen av fosfor hamnar i urinen, vilken dessutom är relativt ren (Avloppsguiden, 2014). I dagsläget är dock steget långt till en storskalig urinseparering i Sverige, **vilket skulle kräva ombyggnation.....** En annan metod för rening och återföring av fosfor till åkermark är att låta växter ta upp näring ur avloppsvattnet för att sedan skördas och komposteras. Denna metod ger en kontinuerlig förflyttning av fosfor från avloppsvattnet till åkermark (Lantzke et al, 1998). Detta kan genomföras genom anläggning av våtmark eller annan typ av markbädd där växter planteras och avloppsvattnet leds igenom marken. Arias och Brix (2005) hävdar att anlagda våtmarkers fosforrenande förmåga är begränsad och att det är ett problem som ännu inte är löst på ett tillfredsställande sätt. Det finns dock studier som visar att SSF CW – Subsurface Flow Constructed Wetlands, med kalcium- eller järnrik sand kan ha en kontinuerlig fosforreningsförmåga på över 90 % (Jensen et al, 2005). Den faktor som främst påverkar fosforreningsförmågan är substratets karaktär, så rening av fosfor i våtmarker är låg såvida inte substratet besitter en hög sorptionsförmåga (Vymazal, 2007). Upptaget av fosfor i den skördade delen av växterna är låg (Brix, 1997), men den andelen skulle kunna vara betydande i ett system med låg belastning av fosfor (ca 10-20 g P m⁻² år⁻¹) och därmed kunna förlänga tiden för våtmarkens reningskapacitet (Vymazal, 2007). Växternas upptag av fosfor i våtmarker hindras av fosfors bildande av komplex med metaller eller adsorption av fosfor till organiskt material, samtidigt är dessa processer viktiga för den abiotiska reningen av fosfor (Guppy et al 2005).

1.1.2 Fosforrening i rotzonsanläggningar

Våtmarker kan konstrueras så att vattenytan har direktkontakt med luften och andra så att den är under markytan (Vymazal, 2011). Fördelen med att vattenflödet sker under markytan är att luktproblem minskar samt att risken att vattnet fryser i kalla klimat minskar. Nackdelen är att fri-flytande makrofyter, som har ett snabbare fosforupptag och högre koncentration av fosfor än rotade makrofyter, inte kan planteras i dessa (Richardson & Marshall, 1986; Johnston, 1993). En del våtmarker konstrueras med ett vertikalt vattenflöde och andra med ett horisontellt (Vymazal, 2011). Det krävs mer yta för att uppnå samma reningsförmåga med ett horisontellt flöde än ett vertikalt, men fördelen är att vattnet uppehåller sig längre i växternas rotzon vid horisontellt flöde och därmed ger bättre förutsättningar för växternas fosforupptag. Rustige et al (2003) hävdar att våtmarker med horisontellt vattenflöde har en högre fosforreningsförmåga än de med vertikalt vattenflöde. En bevuxen våtmark med vattenytan under markytan samt ett horisontellt vattenflöde kallas för en rotzonsanläggning. Rotzonsanläggningar är robusta och klarar såväl torka som perioder med höga flöden med bibehållen kvalitet på utflödande vatten (Brix, 2000). Brix (2000) menar att den genomsnittliga reningen av fosfor och kväve är ca 50 % i en rotzonsanläggning.

1.1.3 Återföring av fosfor

Fosfor är ett essentiellt näringsämne och en ändlig resurs som vi är helt beroende av för matproduktion. Inom en snar framtid, ca år 2030, kommer vi att nå "peak fosfor" vilket innebär att utvinningen av fosfor

kommer att minska (Cordell et al, 2009). Återföring av fosfor till produktiv mark måste därför prioriteras för att åstadkomma ett hållbart fosforkretslopp. Enligt Naturvårdsverkets nya förslag till regeringen ska minst 40 % av fosfor i avlopp tas tillvara som växtnäring till åkermark senast år 2018 och detta ska ske utan skadlig exponering av föroreningar för människa och miljö (NVV, 2013). **I dagsläget används ungefär 25 % av fosfor i slammet till** Vid storskalig rening av avloppsvatten finns inte så stora möjligheter att påverka kompositionen av det inkommande vattnet och många olika typer av föroreningar blandas och späds ut. Däremot finns det vid användning av enskilda avlopp en möjlighet för fastighetsägaren att t.ex. välja produkter som inte innehåller så mycket förorenande ämnen och på så vis öka lämpligheten för återanvändning av fosfor från avloppsvattnet i dessa. Metallinnehållet i avloppsvatten från hushåll är lågt; största delen kommer från födoing, men i viss utsträckning kommer det även från amalgamplomber, tobak och snus (NVV, 1995).

Enligt Kvarnström et al (2004) skulle filtersubstrat från SSF CW vara lämpliga att återföra till åkermark eftersom i princip all den oorganiska fosfor som ackumulerats på substraten är löslig och biotillgänglig. I dagsläget är återföring av filtersubstrat inte lagreglerat, men om de bestämmelser som gäller för återföring av slam appliceras på filtersubstrat finner man att kriterierna uppfylls för de flesta substraten. Analyser av halten tungmetaller behöver dock göras innan applicering för att kontrollera att gränsvärden inte överskrids, och fler typer av filtersubstrat behöver testas innan en generell rekommendation kan ges (Kvarnström et al, 2004).

1.2 Syfte, mål och hypotes

Syftet med detta masterarbete är att konstruera en rotzonsanläggning för fosforrening av enskilda avlopp i samarbete med företaget Alnarp Cleanwater Technology AB. Anläggningen ska utgöra en del i deras naturliga reningssystem ACT Natural. I nuläget används ett kalciumsilikatfilter för rening av fosfor, problemet är dock att filtret blir mättat och behöver bytas ut med jämna mellanrum, dessutom får det utgående vattnet ett kraftigt förhöjt pH-värde. Rotzonsanläggningen skulle kunna ersätta detta kalciumsilikatfilter.

Målen är följande:

- Anläggningen ska klara kraven på "normal skyddsnivå" för fosforrening vilket innebär en minskning på minst 70 % av P_{tot} enligt Naturvårdsverkets allmänna råd.
- Växtupptaget ska utgöra en betydande del av reningen; dels för att återföra fosfor till produktiv åkermark, men även för att utöka livslängden på anläggningen genom att substratet inte mättas med fosfor lika snabbt.
- Anläggningen ska inte kräva mycket underhåll.

Hypotesen är att P_{tot} -halten i utflödet från rotzonsanläggningen är lägre än i inflödet.

1.3 Avgränsningar

Huvudfokus i uppsatsen ligger på att maximera fosforrening i rotzonsanläggningen och att möjliggöra återföring av fosfor till åkermark. Kväve kommer att beröras för att utröna om kväverening sker som en bonus och för att säkerställa att gränsvärden inte överskrids. Kväve kan dessutom vara ett begränsande näringsämne för växterna som därmed indirekt påverkar fosforreningen.

1.4 Miljövetenskaplig relevans

I Sverige finns det ca 745 000 fastigheter som har enskilda avlopp (SMED, 2006). Det är olika kvalitet på reningen i de enskilda avloppen och utsläpp från dessa bidrar till övergödning. Övergödning är ett stort problem både i Sveriges sötvatten och hav (särskilt i Östersjön där stora bottenytor är döda). I miljömålet *ingen övergödning* står följande: "Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten". Fosfor bidrar inte bara till övergödning i sötvatten utan även delar av Östersjön där fosfor är det begränsande näringsämnet (Boesch et al., 2006). Enskilda avlopp står för 19 % av den antropogena belastningen av fosfor på svenska vatten (Brandt, M & Ejhed, H, 2002). Det finns alltså potential att minska övergödning genom att förbättra reningen av fosfor i enskilda avlopp.

Endast 60 % av de enskilda avloppen i Sverige har godkänd standard (NVV, 2004). Det är fastighetsägaren som räknas som verksamhetsutövare för avloppsanläggningen och har därmed kunskapskrav enligt miljöbalken. Minireningsverk, som i princip är en mindre version av ett storskaligt avloppsreningsverk, ökar i användning. Det har visat sig att reningsförmågan skiljer sig kraftigt mellan minireningsverken och denna variation har till stor del att göra med hur reningsverket sköts (Länsstyrelserna, Stockholm, Västra Götaland, Skåne, 2009; Södertörns miljö och hälsoskyddsförbund, 2011). Det är alltså inte självklart att mer avancerade reningsanläggningar leder till bättre avloppsrening, och det är ett problem att verksamhetsutövarna ibland saknar den kompetens som behövs för att driva reningsanläggningen. Det är alltså av stor vikt att bra, naturliga och effektiva lösningar för rening av enskilda avlopp utvecklas och etableras. Fosfor är dessutom en ändlig resurs och återföring av denna till produktiv mark bör därför prioriteras. Större delen av jordens fosfortillgångar finns i oroliga delar av världen, såsom Marocko (+Västsahara), Ryssland, Algeriet och Kina så det är även en säkerhetspolitisk fråga (World Resources Forum, 2014). De enskilda avloppen skulle kunna bli lokala fosforkällor för gödningsmedel, snarare än en källa till övergödning.

2. Metod

2.1 Metod

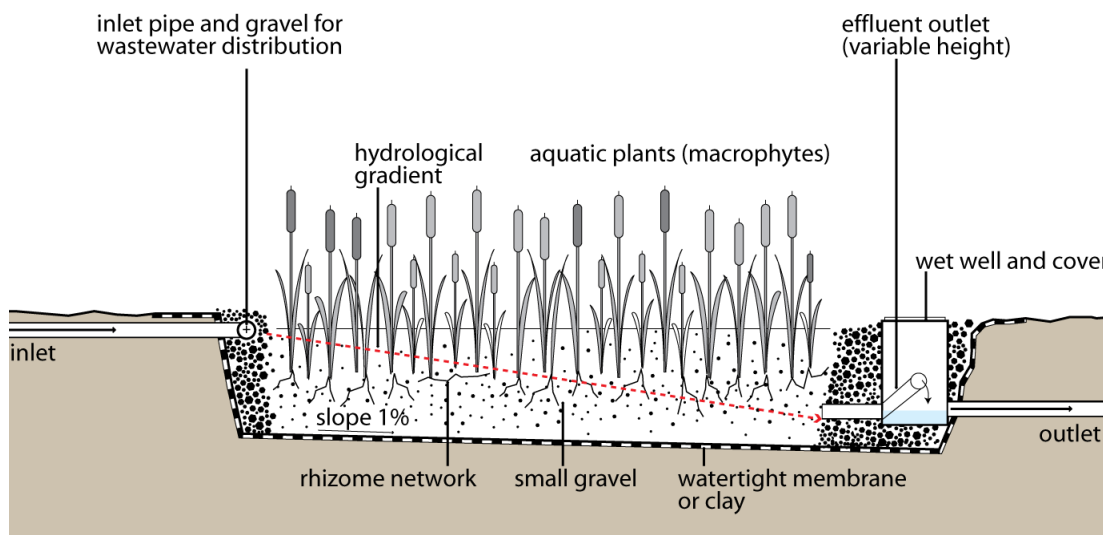
Rotzonsanläggningen anlades ute i fält på Alnarp Cleanwater Technologys tomt i Alnarp, Skåne, som den sista delen i deras naturliga avloppsreningsanläggning "ACT Natural" för fosforrening. De första stegen består av nedbrytning av slam och organiskt material samt rening av kväve.

En litteraturstudie genomfördes för att komma fram till hur rotzonsanläggningen skulle utformas och fosforborttagningen optimeras. Material beställdes följt av konstruktion av anläggningen. Vattenprover togs i inlopp och utlopp för analys av fosforhalt och kvävehalt.

2.2 Rotzonsanläggningar

En rotzonsanläggning är ett jord- sand- eller grusfilter bevuxet med våtmarksväxter, vanligen bladvass, där vattenytan ligger under markytan och vattenflödet är horisontellt (NVV, 2008) (figur 2). Växterna står bara för en liten del av fosforreningen, det är ab- och adsorption till substratet som är de mest betydande processerna (Brix, 1997; Vymazal, 2007). Växtrötterna transporterar ned syre i marken vilket skapar aerobiska mikromiljöer där t ex nitrifikation kan ske, detta är viktigt för att upprätthålla näringsbalans mellan fosfor och kväve.

En annan bidragande reningsprocess är mikroorganismerna som lever på rötterna och substraten. De har ett visst upptag av fosfor, men bildandet av biofilm på substratet kan dock hindra kontakten mellan avloppsvattnet och substratet och därmed minska fosforreningen (Arias & Brix, 2005; Nilsson, 1990). Vart 15-20:e år (beroende på hur den dimensionerats och vilken typ av vatten den utsatts för) behöver rotzonsanläggningen grävas upp och nytt material läggas i då den tenderar att sättas igen (NVV, 2008; Cooper et al., 2005). Dessutom kommer substraten bli mättade på fosfor (troligen långt innan dess) så reningsfunktionen kommer inte att bibehållas (Eveborn et al, 2012).



Figur 2: Konstruktion av ett HSSF CW – Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland d v s en rotzonsanläggning (Akvopedia, 2014).

2.3 ACT Natural

Alnarp Cleanwater Technology säljer ett naturligt avloppsreningsssystem, "ACT Natural" för enskilda avlopp. Det första reningssteget i ACT Natural heter ProACT och består av slamnedbrytning. I ProACT finns bioblock som ger en stor yta för mikrober att etablera sig på och bryta ned slammet, det är en anaerob miljö, så slammet blir rötat. Det andra steget, InterACT, består även det av bioblock där mikrober kan etablera sig och ta upp näringsämnen, dessutom planteras växter i bioblocken som tar upp näring och erbjuder gynnsamma miljöer för bakterier. Tack vare den stora bioaktiva ytan och en intensiv syresättning bryter bakterierna effektivt ned BOD samtidigt som det finns omväxlande aeroba och anaeroba miljöer för att åstadkomma kväverening. Som bonus tas även en viss del av fosfor upp i detta steg. Det tredje reningssteget, ReACT, syftar till att rena fosfor och består av det kalciumrika materialet polonite i fraktionen 2-6 mm. Med denna metod renas fosfor tillräckligt för att uppnå hög skydds nivå. Problemet är att utgående vatten har ett mycket högt pH och att materialet blir mättat och därmed behöver bytas ut, vilket kostar pengar. Hur ofta ReACT behöver bytas ut beror på hur hård fosforbelastning den utsatts för, hur mycket avloppsvatten den exponerats för, samt vilken skydds nivå som gäller i det aktuella området. (Alnarp Cleanwater Technology AB, 2014)

2.4 Fosfors olika tillstånd

Fosfor finns i olika former. Oorganisk löst fosfor (PO_4^{3-}) är biotillgängligt, medan fosfor i partikelform och största delen av organiskt fosfor inte är lika biotillgängliga (Dunne & Reddy, 2005). I jord förekommer fosfor främst i oxiderat (+5) tillstånd eftersom det är den termodynamiskt mest stabila formen, även i kraftigt reducerande jordar (Lindsay, 1979). PO_4^{3-} kan bilda fällningar med katjoner såsom Fe, Al, Ca och Mg, dessa reaktioner sker vid höga koncentrationer av antingen fosfat eller nämnda katjoner (Rhue & Harris, 1999). Vid anaerobiska förhållanden kan fosfor som är bundet till järn lösas upp i vattnet (Patrick and Khalid, 1974) medan det fosfor som är bundet till aluminium inte påverkas av förändrade syreförhållanden (Moore & Reddy, 1994).

Organiskt fosfor ad- och absorberar lätt till lera och organiskt material (Dunne & Reddy, 2005). Vid neutrala och alkaliska förhållanden styrs inositolfosfater (en typ av organiska fosfater) ad- och absorption av halten lera, organiskt material och kalcium. Vid neutralt pH är organiska fosfater i komplex med järn och kalcium stabila. Vid pH 5-8 är lösligheten låg för fosfor om redoxpotentialen ligger runt 300 mV, men om redoxpotentialen sjunker till -250 mV ökar lösligheten för fosfor för alla nivåer av pH. Anaeroba jordar binder mer fosfor, men med svagare bindningar (Patrick and Khalid, 1974).

Adsorption av fosfor i våtmarker innebär att fosfor går från att vara löst i porvattnet till att sitta på ytan av mineralerna i jorden. Adsorptionsförmågan i jorden ökar generellt med lerhalt eller mineralhalt (Rhue & Harris, 1999). Desorption är den omvända processen, d v s att fosfor adsorberat på mineralytan löses upp i porvattnet. Vid anaeroba och sura förhållanden sker störst desorption av fosfor (Patrick and Khalid, 1974). Det råder jämvikt mellan fast och löst fosfor i jorden (Rhue & Harris, 1999). Jorden adsorberar fosfor om det inkommande vattnet har en högre fosforhalt än porvattnet tills det återigen råder jämvikt. Absorption är en mer långsam process än adsorption och innebär att fosfor penetrerar in i sandkornen (Dunne & Reddy, 2005).

Många olika kemiska processer styr alltså rening av fosfor i en våtmark och det är svårt att säga med bestämdhet hur mycket av fosfor som hamnar vart.

2.5 Fosforrening i rotzonsanläggningar

Sandbaserat substrat kan ha en hög reningsgrad av fosfor (Pant et al, 2001). Många studier har gjorts på adsorptionsförmågan av fosfor för olika typer av sand med varierande resultat (Vohla et al, 2005; Vohla et al, 2011). Denna stora variation visar på vikten av att välja substrat med omsorg för att optimera ad- och absorption av fosfor (Sakadevan and Bavor, 1998). Det är dock problematiskt att jämföra studier på olika substrat eftersom de genomförts på olika sätt; en del i laboratorium, andra i fält, vid olika klimatförhållanden, med eller utan växter, under olika lång tid och med olika stor belastning av fosfor.

Vilken process som är mest betydande för fosforrening beror på vilket pH anläggningen har. Vid pH lägre än 6 är utfällning av aluminium- och järnfosfater den dominerande processen, medan adsorption till Fe- och Al-oxider samt utfällning av kalciumfosfater dominerar vid högre pH (Gerritse, 1993). Fosforreningsförmågan varierar mycket mellan olika anläggningar, från 31 % till 99,5 % (tabell 1). En studie på fosforadsorptionsförmåga i dansk sand för rotzonsanläggningar visade att sand med högre koncentrationer av kalcium, t ex från Darup, har högre adsorptionsförmåga än sand med låga koncentrationer av kalcium (Arias et al, 2001) (tabell 1). Enligt en annan dansk studie minskar reningsgraden av fosfor i kvartssand snabbt, däremot besitter sand höga halter av kalcium och metaller en ihållande hög reningsgrad på över 80 % (Brix & Arias, 2005) (tabell 1). Effektiv adsorption av fosfor har noterats i växtbäddar med järnhaltig sand (Netter, 1992). LWA – Light Weight Aggregates såsom t ex LECA har använts som substrat i rotzonsanläggningar med varierande resultat. Johansson (1997) hävdar att svenskproducerad LWA är kemiskt icke-reaktiv och därför inte lämpar sig för fosforrening. Skiffer har rapporterats besitta en hög fosfat-adsorberande kapacitet (98-100 %) både med och utan växter planterade på substratet (Drizo et al, 1997).

Tabell 1: Fosforrening i olika HSSF CW, Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands, med och utan växter. ¹(Arias et al, 2001), ²(Arias & Brix, 2005), ³ (Baohua et al, 2009), ⁴ (Jenssen et al, 1993), ⁵(Pant et al, 2001), ⁶ (Zurayk et al, 1997), ⁷(Coleman et al 2000), ⁸ (Vymazal, 2007), ⁹(Gasiunas et al 2010). TS = torrsubstans.

Anläggning	Egenskaper	P-belastning	P-rening	Uppehållstid
Darup sand ¹	62,3 mg Ca/g TS	0,2 mg/g TS	82 %	12-14 h
Nymölle sand ¹	69,9 mg Ca/g TS	0,2 mg/g TS	67 %	12-14 h
Farum sand ¹	40,3 mg Ca/g TS	0,2 mg/g TS	65 %	12-14 h
Sorö sand ¹	39,2 mg Ca/g TS	0,2 mg/g TS	66,5 %	12-14 h
Lögtved sand ¹	3,5 mg Ca/g TS 3,65 mg Fe/g TS	0,2 mg/g TS	58,5 %	12-14 h
Birkesig sand ¹	24,7 mg Ca/g TS 3,54 mg Fe/g TS	0,2 mg/g TS	57 %	12-14 h
Dansk kalcit (CaCO ₃) ²	Hög kalciumhalt	1,7-5 mg P/dag/dm ³	80 %	12 h
Kalksten ³	35,5 % CaO	0,22 mg/g TS /dag	65 %	
Moesgård, Danmark ⁴	"sand med hög P-renings kapacitet"	6,5 mg P/l	31 %	7 dagar
Rugballegård, Danmark ⁴	"sand med hög P-renings kapacitet"	20 mg P/l	80 %	-
Snogeröd, Sverige ⁴	"sand med hög P-renings kapacitet"	3,5 mg P/l	66 %	-
Bardu, Norge ⁴	"sand med hög P-renings kapacitet"	2 mg P/l	99,5 %	-
Fonthill sand ⁵	75 g Ca/kg 375 mg Fe/kg <i>Typha Sp.</i>	120 l vatten/dag 218 mg P/dag/m ³	95 %	
Sand ⁶	15,5 % karbonater <i>Typha sp.</i>	Fosfat 24 ppm 46 ml/m ³	84 %	Ca 4 dagar

Sand⁶	15,5 % karbonater	Fosfat 24 ppm	86 %	Ca 4 dagar
	<i>Phragmatis sp.</i>	46 ml/m ³		
Pea gravel⁷	<i>Typha latifolia</i>	60 mg/m ³ /dag	81 %	6-8 dagar
HSSF CW, 149 stycken⁸	Rotzonsanläggningar med olika egenskaper och olika belastningar		41,1 %	
Pagiriai, Rotzonsanläggning⁹	0,43-0,63 % Ca	0,4-0,6 g P/dag/m ³	61,4 %	
	0,71-0,99 % Fe			
	<i>Phragmites australis</i>			

2.6 Kväverening i rotzonsanläggningar

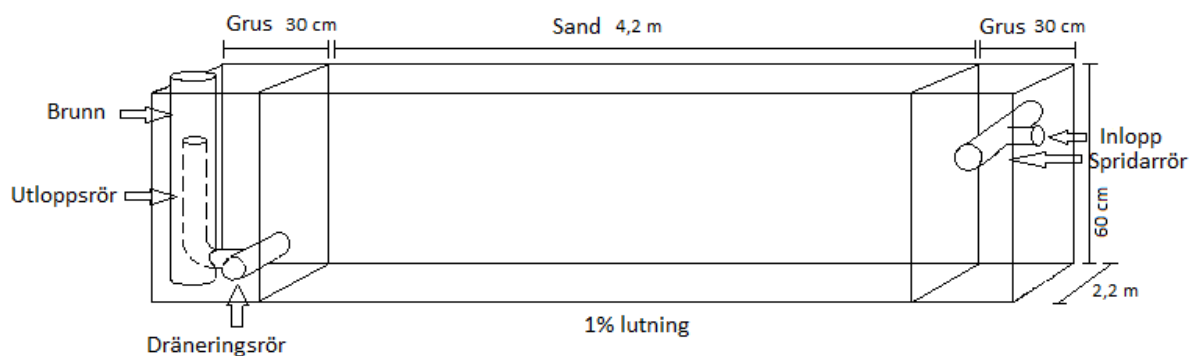
Vid rening av kväve behövs omväxlande aeroba och anaeroba miljöer för att först nitrifikation ska ske, med hjälp av nitrifierande mikroorganismer, följt av denitrifikation eller upptag av nitrat i växterna. Nitrifikationen i rotzonsanläggningar är dålig, kväveutsläppen från densamma består därför mest av ammonium eller ammoniak (Brix, 2000; Gasiunas et al 2010). Denitrifikation gynnas av makrofyter, ett sediment planterat med makrofyter har mångdubbelt högre denitrifikation än ett sediment utan makrofyter (Christensen et al, 1991). Syre transporteras ned i växternas rötter som diffunderar ut i omgivningen och skapar förutsättningar för nitrifikation, nitratet diffunderar sedan ut i de omgivande anaeroba miljöerna där denitrifikation kan ske (Reddy et al, 1989). I en studie på rotzonsanläggningar bestod kvävet i det renade avloppsvattnet till 55-85 % av mineralkväve varav 0,1 % var nitrit, 3 % nitrat och resten ammonium (Gaisunas et al, 2010). Risken är att brist på nitrat hämmar växternas tillväxt och därmed deras fosforupptag i en rotzonsanläggning.

2.7 Utformning av rotzonsanläggningen

2.7.1 Dimensionering

För att maximera växtupptag i en rotzonsanläggning ska vattnet till så stor del som möjligt uppehålla sig i rotzonen. Den får alltså inte vara för djup, men samtidigt inte för grund så att rottillväxten hämmas. Rotzonsanläggningen gjordes 2,2 meter bred och 4,8 meter lång med ett djup på 60 cm vid inflödet och 70 cm vid utflödet (figur 3). Botten på marken hade 1 % lutning för att vattnet skulle transporteras genom anläggningen med gravitationens kraft. I botten och längs kanterna på rotzonsanläggningen lades en vattentät gummiduk för att inget vatten skulle läcka in eller ut. För att åstadkomma en jämn belastning av fosfor lades en kolumn av grovt grus vid inloppet samt ett spridningsrör för att vattnet skulle fördelas jämnt för att sedan av vattnets tryck ledas genom sanden. Vid utloppet lades även där en gruskolumn och ett dräneringsrör för att vattnet skulle flöda jämnt fram till utloppet och inte koncentreras till utloppsrörets

myrning. Vattnet tar sig upp i röret genom trycket från vattnet i rotzonsanläggningen och mynnar i en brunn där vattenprover kan tas (figur 4). Röret är reglerbart, vilket innebär att man kan vinkla det för att få olika höjd på det och på så vis reglera vattennivån. En rotzonsanläggning dimensioneras vanligen med 5 m²/person (Brix, 2000) vilket betyder att denna anläggning skulle vara anpassad för ett vattenflöde motsvarande 2 PE – Personekvivalenter. En PE motsvarar vattenförbrukningen från en person och är enligt en shablon 160 l/dygn.



Figur 3: Utformning av rotzonsanläggningen i Alnarp



Figur 4: Konstruktion av rotzonsanläggningen i Alnarp

2.7.2 Val av substrat

Som substrat valdes sand i fraktionen 0-4 mm med ursprung utanför Ystad, eftersom det enligt SGU:s (Sveriges geologiska undersökning) bergartskartor är ett kalkrikt område (SGU, 1986). Ett test gjordes på sanden med saltsyra för att utröna om sanden verkligen innehöll kalciumkarbonat. Testet visade att sanden

innehåller åtminstone 5 % CaCO₃. Substratet måste vara tillräckligt genomsläppligt för att vattnet ska kunna flöda så att ytavrinning undviks (Brix, 1998), samtidigt ska uppehållstiden för vattnet vara tillräckligt hög för att betydande upptag, adsorption och absorption av fosfor ska ske. Ytan per volymenhet bör vara stor för att öka adsorptionen, av den anledningen blandades lite lera i sanden, men inte mer än 0,5 % för att inte hindra vattenflödet för mycket (Brix & Arias, 2005). Den hydrauliska konduktiviteten i sanden uppmättes med hjälp av ett perkolationsrör till $5,9 \cdot 10^{-4}$ m/s och porositeten var ca 35 %.

2.7.3 Växtval

Växterna i rotzonsanläggningen har flera funktioner; hindra igensättning av filtret, isolera marken under vinterhalvåret så att den inte fryser, samt ta upp viss andel av näringsämnen i avloppsvattnet (Brix, 1997). Rötterna bidrar dessutom med lokala aeroba miljöer där nedbrytning och nitrifikation kan ske och utgör en yta för biofilm (Cooper et al 1996). Det är viktigt att möjliggöra nitrifikation eftersom det ska finnas en balans mellan tillgång på kväve och fosfor.

Vid val av växter till rotzonsanläggningen har följande kriterier varit ledande:

Växterna bör:

- vara snabbväxande, ha mycket biomassa ovan marken och även lagra mycket näring ovan marken för att så mycket som möjligt av denna ska tas bort vid skörd.
- ha stort upptag av fosfor.
- vara örtartade eftersom de besitter högre P-upptagningsförmåga än vedartade växter (Johnston, 1993).
- ha fiberrötter eftersom de har bättre näringsupptagningsförmåga än makrofyter med tjocka rötter, dessutom har de högre rotaktivitet, fotosyntes och transpiration (Lai et al, 2011).
- vara perenna, eftersom rötterna fortfarande är aktiva och har visst upptag av näringsämnen under vinterhalvåret (Bötter 2003), dessutom har växterna en isolerande effekt på rotzonsanläggningen.
- tåla de höga näringshalterna i avloppsvattnet.
- klara svenska klimatförhållanden.
- kunna växa i sand.
- tåla att stå i vatten, men även klara någon veckas torka eftersom flödet av avloppsvattnet fluktuerar mycket och periodvis kan bli nära noll.

Perenna växter, exempelvis vass och kaveldun, ackumulerar polysackarider i rötterna vilket gör att de kan ha en aktivitet även under kallare årstider även om den är begränsad (Bötter 2003). Dessa växter etableras dessutom snabbt och är konkurrenskraftiga vilket passar bra i detta projekt där reningen är det primära och inte den biologiska mångfalden (Skoog 2007).

Utifrån de uppsatta kriterierna har följande växter valts ut:

Bredkaveldun (*Typha latifolia*)

Bredkaveldun (*Typha latifolia*) är en högproduktiv, perenn växt som trivs i våtmarker (Grace & Harrison, 1986). Bredkaveldun förökar sig både via rhizom och genom spridning av fröer (USDA, 2014). Coleman et al (2001) hävdar att plantering av *Typha spp.* i grusfilter förbättrar reningsförmågan jämfört med enbart grusfilter. De-bashan och Bashan (2004) jämförde olika växter i reningsanläggningar och visade på att

reningsanläggningar med bredkaveldun besitter en hög fosforreningsförmåga (95 %). Bredkaveldun har en förmåga att lyxkonsumera fosfor, vilket innebär att den tar upp mer fosfor än nödvändigt för tillväxten när tillgången är stor (Polomski et al, 2010). En undersökning av tillväxten av bredkaveldun i en anlagd våtmark fann att kväve är det begränsande näringsämnet vid N (NO₃⁻):P - kvoter på 1:1, 1:3 och 1:6, men inte vid 6:1 och 3:1 (Polomski et al, 2010).

Gul svärdsilja (*Iris pseudacorus*)

Gul svärdsilja (*Iris pseudacorus*) växer på olika typer av substrat, vanligen i mark med hög vattenhalt, men trivs även på torr, sandig jord (Jacobs et al, 2010). Den reproducerar sig både via rhizom och fröer. Flera studier har visat att den har ett högt upptag av fosfor relativt andra makrofyter (Li et al 2013; Ansola et al, 1995). P_{tot}-reduktion på 83 % uppmättes i en rotzonsanläggning med sand planterat med gul svärdsilja belastat med vatten med fosforhalt på 2 mg/l och växten beräknades stå för 13 procentenheter av denna reduktion (Ruilian and Jian, 2013).

Jättegröe- *Glyceria maxima*

Jättegröe (*Glyceria maxima*) tolererar avloppsvatten och trivs i svenskt klimat (Chiarawatchai et al 2008). Den har mycket biomassa ovan marken och en P-ackumulering på ca 10 g/m² ovan mark (Tanner, 1996), vilket är högst av de undersökta växterna i nämnda studie (tabell 2). Dock finns andra studier där endast ett potentiellt upptag på 4,8 g/m² rapporterats (Sundblad & Wittgren, 1989). Vid höga näringshalter i kombination med N:P-kvoter lägre än 10 ökar tillväxten hos jättegröe (Tylová et al, 2013). Vid höga fosforhalter gynnas jättegröe i konkurrens med t ex bladvass (*Phragmites sp.*). Jättegröe reproducerar sig främst via rhizomen (Invasive Plant Atlas of New England, 2014).

Tabell 2: Växternas fysiska egenskaper och fosforreningspotential i våtmarker konstruerade för rening av avloppsvatten. ¹(Johnston, 1993) ²(Xu et al, 2008) ³(Sundblad & Wittgren, 1989) ⁴(Tanner, 1996)

Växt	Höjd (m)	Rotdjup min. (cm)	P-konc i växten (g/kg)	Upptag (g/m ² /år)
Bredkaveldun	1-2,5	35	3	4,3 ¹
Gul svärdsilja	0,5-1,2	ca 15	3 (skotten) 5 (rötterna) ²	-
Jättegröe	1-2,5	Kan bli 90 cm djupa	4,4 ³	4,8 ³ / 10 ⁴

Studierna som gjorts på de olika växternas fosforupptag har gjorts under olika förhållanden och med olika fosforbelastning, så de är inte direkt jämförbara. Dock kan studierna indikera vilken magnitud av fosforrening som är rimlig att förvänta sig av dessa växter.

Hela rotsystem med plantor sattes i rotzonsanläggningen (den 12/3), eftersom experimentet utfördes under en begränsad tidsperiod och upptaget av fosfor behövde komma igång så snabbt som möjligt. Växterna sattes inte blandat utan i tre "band" motsatt vattenflödesriktningen (figur 5). Detta gjordes för att jättegröe främst reproducerar sig via rhizom.

Under växtsäsongen är 25-75 % av fosfor i våtmarksväxter ovan jord translokerat till rötterna (Granéli & Solander, 1988). Detta ska tas i beaktning när tiden för skörd bestäms.



Figur 5: Rotzonsanläggningen i Alnarp. Närmast i bild är gul svärdslilja, följt av jättegröe och bredkaveldun.

2.7.4 Vattenflöde och provtagning

Avloppsvattnet leddes in i ACT Natural från de kommunala avloppsvattenledningarna, men det har troligen en liknande karaktär som vatten från enskilda avlopp då det endast rör sig om vatten från de närliggande fastigheterna och inget dagvatten eller avlopp från industrier. Rotzonsanläggningen belastades med ett vattenflöde motsvarande ca 7 PE – personekvivalenter, dvs 1120 l/dygn, under den första tiden fr.o.m. den 13/3 till den 25/3 för att se till att anläggningen fylldes på ordentligt med vatten så att växterna inte skulle bli för torra. Med detta flöde hade vattnet en ungefärlig uppehållstid på 2 dygn i rotzonsanläggningen. Efter den 25/3 minskades belastningen till ca 650 l/dygn vilket motsvarar 4 PE och gav en uppehållstid på ca 3 dygn. Brooks et al (2000) menar att det finns ett linjärt förhållande mellan uppehållstid och fosforreningsgrad i ett wollastonitfilter (CaSiO_3). Det linjära förhållandet gäller upp till ca 43 h uppehållstid. En uppehållstid över 43 h ökade inte reningsförmågan.

När växterna hade etablerats någorlunda togs prover på P_{tot} i inflödet samt utflödet av våtmarken två gånger i veckan under sex veckors tid med start den 21/3 vilket totalt gav 24 st prover. Hänsyn togs till utspädning av avloppsvattnet på grund av nederbörd. I beräkningarna för detta antogs att hela regnmängden från de tre senaste dagarna ackumulerats i bädden men ingen hänsyn togs till transpiration och avdunstning. Nederbörden 1 mm motsvarar 1 l/m². Eftersom rotzonsanläggningen har en yta på ca 10,5 m² multiplicerades nederbördsmängden de tre senaste dagarna med 10,5 vilket gav nederbördsmängd i liter. Dessa antal liter adderades till flödet av avloppsvatten för att räkna om fosforkoncentrationen till den verkliga koncentrationen som avloppsvattnet hade (vilken då blir högre). Antagandet gjordes att ingen fosfor fanns i nederbörden.

Nitrat- och ammoniumhalterna mättes vid fem tidpunkter i in- och utflödet för att se om kväve eventuellt utgjorde en begränsande faktor för växternas fosforupptag och dessutom för att se om rening av kväve också förekommer i rotzonsanläggningen.

Totalfosfor testades med metoden "Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry" (ICP OES) med en maskin från Perkin Elmer. En "Flow Injection Analysis" (FIA) gjordes för ammonium och nitrathalter med en maskin från FOSS Tecator AB.

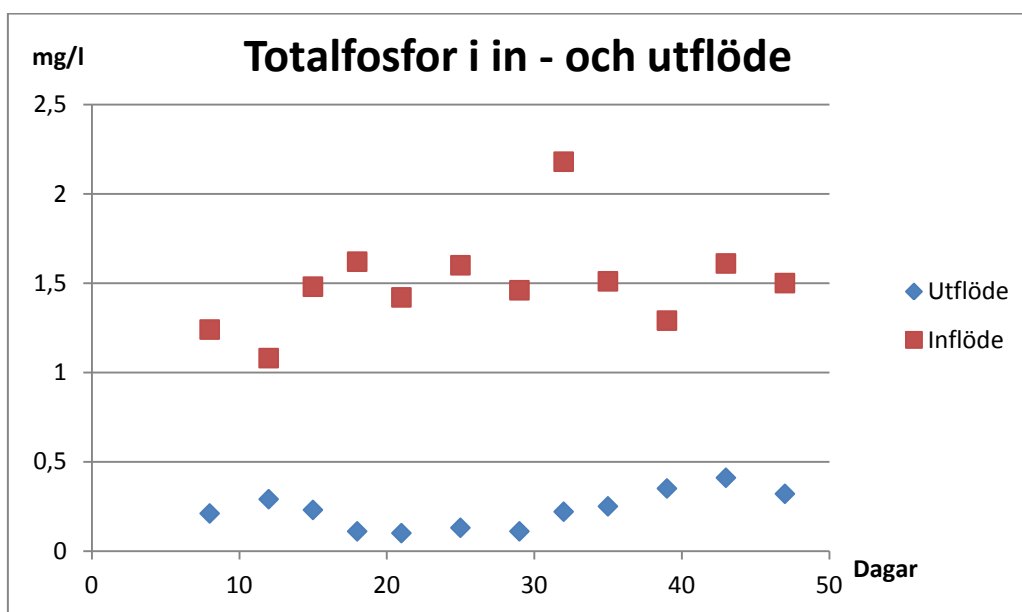
Eftersom inte proverna i in och utflöde kan kopplas till varandra parvis testades skillnaden mellan dessa statistiskt som oberoende normalfördelade stickprov.

3. Resultat

3.1 Fosforrening

Fosforkoncentrationen i inflödet var 1,49 mg/l (sd: 0,27) och koncentrationen i utflödet var 0,228 mg/l (sd: 0,102), så utflödet klarade gränsen för Naturvårdsverkets krav vid hög skyddsnivå (1 mg/l) (tabell 3). Fosforkoncentrationen var lägre i utflödet än i inflödet till rotzonsanläggningen (tabell 3; figur 6). Skillnaden mellan medelvärdet i koncentration i inflöde och utflöde var signifikant skild från noll, alltså kan nollhypotesen (att det inte finns någon skillnad i inflöde och utflöde) förkastas. Konfidensintervallet för skillnaden i koncentration mellan in- och utflöde var 1,13 mg/l - 1,42 mg/l.

Den genomsnittliga reningen av fosfor i rotzonsanläggningen var 85 % (KI: 75 % - 95 %). Ingen trend i fosforreduktion kunde urskiljas med tiden.



Figur 6: Fosforkoncentrationen i inflöde resp. utflöde till rotzonsanläggningen över tiden. Dag 0 är när avloppsvattnet släpptes på i anläggningen. Utspädningseffekt från nederbörd är medräknad.

Tabell 3: Halten totalfosfor samt kväve i form av ammonium och nitrat i in- och utflöde till rotzonsanläggningen.

Datum	P _{tot} inflöde (mg/l)	P _{tot} utflöde, nederbörd beaktad (mg/l)	N inflöde NH ₄ /NO ₃ (mg/l)	N utflöde NH ₄ /NO ₃ , nederbörd beaktad (mg/l)
21/3	1,24	0,21	-	-
25/3	1,08	0,31	-	-
28/3	1,48	0,24	-	-
31/3	1,62	0,11	12,97/0,01	6,72/0,01
3/4	1,42	0,10	-	-
7/4	1,61	0,13	18,19/0,01	16,33/0,02
11/4	1,46	0,11	-	-
14/4	2,18	0,23	17,54/0,01	13,3/0,01
17/4	1,51	0,25	-	-
21/4	1,29	0,36	13,91/0,01	15,77/0,03
25/4	1,61	0,41	-	-
29/4	1,50	0,32	19,79/0,1	14,12/0,08

3.2 Avloppsvattnets karaktär

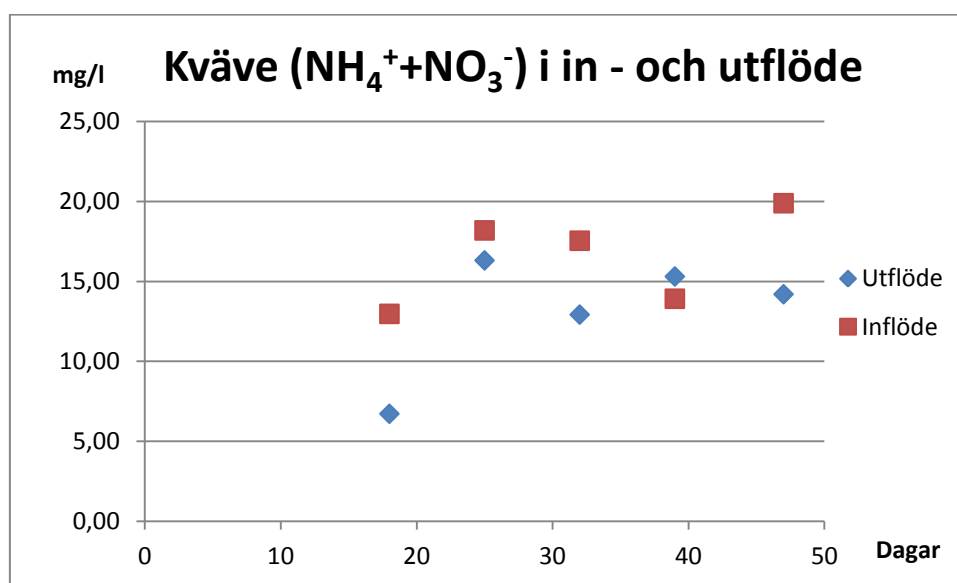
Avloppsvattnet i studien hade ett pH på mellan 6,9 - 7,8 och låg över sju vid alla provtillfällen förutom ett (tabell 4). Vattenflödet var högre i början av testet, motsvarande 7 PE för att därefter minskas till 4 PE (tabell 4). Rotzonsanläggningen belastas med 31 g P/m²/år, om man räknar med en fortsatt belastning motsvarande 4 PE. Hänsyn togs till utspädning av utflödesproverna genom nederbörd (tabell 3, tabell 4), men påverkan från denna var marginell. Ingen hänsyn togs till avdunstning från anläggningen.

Tabell 4: Data för pH i in- och utflöde till rotzonsanläggningen, mängden vattenflöde samt nederbörd in till rotzonsanläggningen.

Datum	pH inflöde	pH utflöde	Nederbörd (mm)	Akkumulerad nederbörd i anläggningen (3 senaste dygnen) (l)	Vattenflöde l/dygn
-------	------------	------------	----------------	---	--------------------

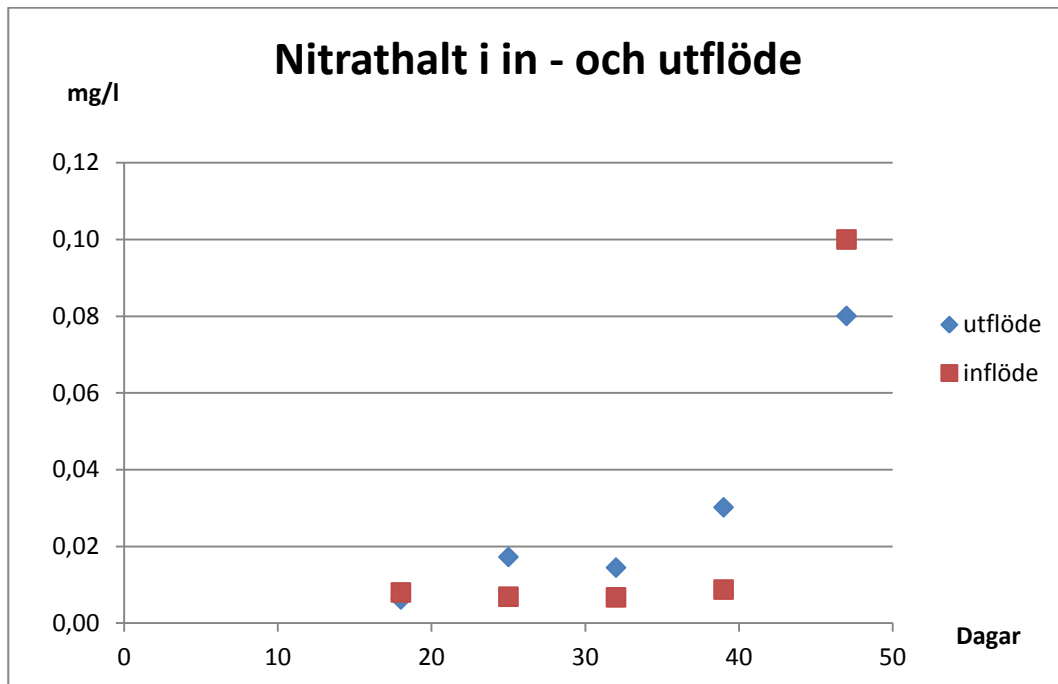
21/3	6,9	6,9	2,1	22	1133
25/3	-	-	10,6	111	1034
28/3	-	-	6,9	72,5	729
31/3	-	-	0	0	640
3/4	7,3	7,3	0,1	1	646
7/4	7,8	7,8	0,4	4	663
11/4	-	-	3,1	33	695
14/4	7,6	7,5	5,5	57,75	694
17/4	-	-	0	0	681
21/4	7,0	7,1	6	63	582
25/4	7,3	7,4	1	10,5	643
29/4	7,3	7,3	0	0	565

Medelvärdet för kvävehalten i inflödande vatten var 16,5 mg/l (sd: 2,9) och i utflödet var medelhalten 13,1 mg/l (sd: 3,8) (tabell 4; figur 7). Ingen signifikant skillnad fanns mellan koncentrationerna i inflöde och utflöde. Men när konfidensen sänktes från 95 % till 90 % var skillnaden skild från noll, dock är det alltså osäkert om en kväverening verkligen ägde rum i rotzonsanläggningen. Konfidensintervallet för kväverening vid 90 % konfidens var mellan 2,4 % och 38,8 %. Kvävet i både ut- och inflöde dominerades av ammonium, det var bara en liten del, ca 0,1 %, av kvävet som fanns i form av växttillgängligt nitrat (tabell 4). N(NO₃⁻):P kvoten var ca 1:6.



Figur 7: Kvävekoncentrationen i inflöde resp. utflöde till rotzonsanläggningen över tiden. Dag 0 är när avloppsvattnet släpptes på i anläggningen. Utspädningseffekt från nederbörd är medräknad.

Nitrathalten var mycket låg, under 0,1 mg/l, genom hela studien både i in- och utflöde (figur 8).



Figur 8: Nitrathalten i inflöde resp. utflöde till rotzonsanläggningen över tiden. Dag 0 är när avloppsvattnet släpptes på i anläggningen.

4. Diskussion

4.1.1 Fosforrening, gränsvärden och rotzonsanläggningens livslängd

Rotzonsanläggningen har en fosforreningsförmåga på 75-95 % och fosforkoncentrationen i utflödet från rotzonsanläggningen ligger klart under gränsen på 1 mg/l som gäller vid hög skyddsnivå enligt Naturvårdsverket. Att anläggningen klarar gränsvärdena innebär inte att rotzonsanläggningen i sig renar över 90 % av inkommande fosfor, men den totala fosforreningen i anläggningen är tillräckligt bra för att nå hög skyddsnivå. Eftersom ingen hänsyn tagits till avdunstning av vatten (vilken gör att utflödet får en högre fosforkoncentration) samt att påverkan från nederbörd överdrivits, så är reningsgraden troligen något underskattad i denna studie.

Det är för tidigt att säga hur fosforreningen kommer att se ut på lång sikt i den studerade rotzonsanläggningen, fler prover behöver tas under en längre tid för att utröna dess användbarhet i praktiken. För att det ska vara ett ekonomiskt gångbart och miljömässigt hållbart alternativ för avloppsvattenrening bör den hålla många år innan substratet blir mättat med fosfor och måste bytas ut. Det är oklart hur länge ReACT, där polonite används för att rena fosfor, håller en hög skyddsnivå. Det beror på hur stor fosforbelastning den utsatts för, vilket pH det inkommande vattnet haft samt vilka vattenflöden den exponerats för. ReACT borde jämföras med den studerade rotzonsanläggning vad gäller ekonomi och miljömässiga fördelar för att ta beslut om vilken fosforreningsmetod som borde användas i ACT Natural.

Det skulle vara intressant att testa hur länge rotzonsanläggningen klarar att hålla utflödeskoncentrationerna under 3 mg/l, dvs under gränserna för normal skyddsnivå för att även där kunna räkna på ekonomin och miljömässiga fördelar. Efter detta behöver substratet bytas ut, vilket innebär kostnader och viss miljöpåverkan från brytning och transport av sand. Sand är dessutom en ändlig resurs, vilken endast nybildas varje istid och enligt hushållningsprincipen i miljöbalken ska brytning av sand begränsas. Det finns alltså mycket att vinna på att öka livslängden för rotzonsanläggningen.

4.1.2 Andra studier på liknande anläggningar

Den studerade anläggningen är bland den mest effektiva av rotzonsanläggningar gällande fosforrening. Den kan exempelvis jämföras med studien av Vymazal (2007) där 149 stycken anläggningar visade på en genomsnittlig fosforrening på 41 % (tabell 1). Andra studier på liknande anläggningar visar på fosforrening från 31 % till 99,5 % (tabell 1) och enligt Brix (2000) är den genomsnittliga fosforreningen 50 %, så en rening på 85 % bör ligga i den övre halvan av rotzonsanläggningar gällande fosforreningsförmåga. Dock går det inte att jämföra resultaten direkt, det beror på faktorer såsom hur stor belastning av fosfor anläggningen utsatts för, vilken uppehållstid vattnet hade, i vilket klimat och under hur lång tid som testerna gjorts.

4.1.3 De dominerande reningsprocesserna

Eftersom pH större delen av tiden för studien var högre än sju är de dominerande reningsprocesserna i anläggningen troligen adsorption till Fe- och Al-oxider samt utfällning av kalciumfosfater, vilka dominerar vid pH högre än 6 (Gerritse, 1993). Sanden har en viss halt av kalcium, men Al- och Fe-koncentrationerna är okända, så det går inte att säga med bestämdhet vilka reningsprocesser som dominerade i sanden. Leran som blandades i (ca 0,5 %) testades inte alls för metallinnehåll, men det är troligt att den förbättrade reningen genom att öka ytan per volymenhet.

4.1.4 Avloppsvattnets karaktär

Rotzonsanläggningen syftar till att rena vatten från enskilda avlopp, men i studien användes inte avloppsvatten från ett enskilt avlopp utan vatten leddes in från det kommunala avlopps nätet. Detta borde inte vara missvisande eftersom det endast rör sig om vatten från de närliggande fastigheterna och inget dagvatten eller avlopp från industrier. Dock bör det beaktas att kompositionen på enskilda avlopp kan variera beroende på vilka vanor som de boende har, och vilka produkter de använder, vilket skulle kunna påverka reningen något.

En högre uppehållstid än de tre dygn som avloppsvattnet hade i studien kommer enligt Brooks (2000) inte att öka reningsgraden. Däremot skulle en mindre fosforbelastning öka livslängden för rotzonsanläggningen och skjuta upp tiden för fosformättnad i substratet.

4.1.5 Växternas fosforupptag

För att växternas fosforupptag ska utgöra en betydande andel av fosforeringen ska belastningen vara 10-20 g/m²/år (Brix, 1997). Med studiens årsbelastning på ca 30 g P/m² har växterna en mindre betydelse för reningen, men vid en sänkning av belastningen till 2-3 PE, alternativt en utökad yta på rotzonsanläggningen, skulle växternas roll bli viktigare och reningen hållas hög under en längre period. Normalt sett dimensioneras rotzonsanläggningar till 5 m²/PE, så den studerade anläggningen borde endast belastas med 2 PE. Rent flödesmässigt och reningsmässigt klarar anläggningen bevisligen 4 PE, men det kan minska livslängden att ha en för hög belastning och det minskar växternas betydelse i reningen. Bredkaveldun har ett rapporterat årligt fosforupptag på 4,3g/m² (Johnston, 1993) och jättegröe har ett fosforupptag på 4,8 g/m² enligt Sundblad & Wittgren (1989) och 10 g/m² enligt Tanner (1996). Detta innebär att växternas årliga fosforupptag i rotzonsanläggningen i teorin skulle kunna utgöra mellan 15 och 24 % av inkommande fosfor vid fortgående belastning från 4 PE.

Under vinterhalvåret kommer fosforupptaget från växterna troligtvis att gå ner, av den anledningen bör studien fortgå under ett helt år för att utröna hur stora säsongsskillnaderna är i den totala fosforeringen.

4.1.6 Kväverening

Kvävehalterna i utflödet skiljde sig inte signifikant från inflödet, för att förkasta nollhypotesen krävdes ett konfidensintervall på 90 %, vilket betyder att det är 10 % risk att det inte sker någon kväverening i anläggningen. Antalet provanalyser av kväve var få av ekonomiska skäl, det är möjligt att en kväverening kunde ha påvisats om fler prover hade tagits. Vid hög skydds nivå krävs 50 % rening av kväve i de enskilda avloppen, vilket motsvarar 40 mg/l, utflödet ligger klart under dessa värden. Det som kan hända med

kvävet i anläggningen är att växterna tar upp nitraten, eller så sker denitrifikation, d v s bildning av kvävgas (N_2), men även gasavgivning i form av ammoniak (NH_3) kan förekomma. Bildning av ammoniak gynnas vid höga pH-värden.

4.1.7 Växternas kväveupptag

Nitrathalterna i både in- och utflödande vatten var låga, andelen nitrat av mineralkvävet var endast runt 0,1 % vilket är lägre än de 3 % som Gaisunas et al (2010) rapporterar för rotzonsanläggningar. Men eftersom växterna har vuxit kan man med säkerhet säga att upptag av nitrat har förekommit. Nitrifikation sker inte i så hög grad i rotzonsanläggningar (Brix, 2000; Gasiunas et al 2010) och det finns skäl att anta att kväve kan vara ett begränsande näringsämne för makrofyterna. Kvävet är det begränsande näringsämnet för bredkaveldun vid N:P kvoten 1:1 men inte vid 3:1 (Polomski et al, 2010) så $N(NO_3^-):P$ kvoten på 1:6 indikerar att kväve är begränsande för bredkaveldun i rotzonsanläggningen. Om nitrifikation sker i bädden är det troligt att växterna omgående tar upp den då det råder brist på nitrat. För att öka nitrifikationen i rotzonsanläggningen borde metoder för att öka syresättningen i substratet undersökas.

4.1.8 Mikrobers fosforupptag

Vid bildning av biofilm på substratet sker upptag av fosfor från mikroberna, men adsorption och absorption till substratet hämmas, så det är bra för fosforeringen om bildandet av biofilm kan undvikas (Arias & Brix, 2005; Nilsson, 1990).

4.1.9 Återföring av fosfor till produktiv mark

Både de skördade växtdelarna och sanden är rena fosforkällor som lämpar sig för återföring till produktiv mark eftersom det är lösligt fosfor som snabbt blir biotillgängligt (Lantzke et al, 1998; Kvarnström et al, 2004). När det gäller återföring av fosfor från växter ska translokering av fosfor i växten beaktas för att optimera återföringen. Under växtsäsongen är 25-75 % av fosfor i våtmarksväxter translokerat till rötterna (Granéli & Solander, 1988), så en grundlig undersökning på de olika arternas fosfortranslokering bör genomföras för att välja en lämplig tidpunkt för skörd. Detta för att få bort så mycket fosfor från avloppsvattnet som möjligt samt återföra så mycket fosfor som möjligt till produktiv mark.

Enligt Kvarnström et al (2004) kan det vara bra som försiktighetsprincip att testa tungmetallhalter i sanden innan spridning. Jämfört med slam från storskaliga avloppsreningsverk bör sanden ha betydligt lägre metallhalter då fosfor i slam oftast är kemfälld, dessutom har inkommande vatten till avloppsreningsverk generellt sett högre metallhalter än till enskilda avlopp (NVV, 1995).

4.1.10 Begränsningar i studien

Inga replikat gjordes av rotzonsanläggningen och försöket gjordes ute i fält, det var alltså inte ett helt kontrollerat experiment. Att replikera denna studie kan vara problematiskt, framförallt eftersom sandens sammansättning är så avgörande för resultatet. Det är mycket svårt att hitta en liknande sand, även om den köps in från samma återförsäljare, man kan aldrig säkert veta att sammansättningen är densamma. Dessutom har inget grundligt test gjorts på sandens komposition, endast att den har en kalciumhalt på över 5 %. Sanden, och leran som blandades i sanden, borde ha testats för fler parametrar såsom Al och Fe-

koncentrationer som är relevanta för fosforreningskapaciteten. Om Alnarp Cleanwater Technology AB ska sälja rotzonsanläggningen i stor skala måste rutiner införas för grundliga tester av de substrat som ska användas och noga utvalda kriterier sättas upp för att kunna säkra en rening för normal eller hög skyddsnivå.

4.2 Miljövetenskaplig relevans

Det står klart att de enskilda avloppen i dagens Sverige sällan lever upp till kraven på fosforrening. Det är betydande mängder fosfor som släpps ut från dessa och utgör 19 % av de antropogena fosforutsläppen i landet. Det står också klart att övergödning är ett problem, framförallt i Östersjön som har mycket stora ytor av bottendöd. Det finns alltså stora möjligheter att med relativt enkla medel minska övergödning av ytvatten. Om man rent hypotetiskt skulle anlägga rotzonsanläggningar i alla enskilda avlopp och vi antar att fosforreningen kan uppgå till minst 75 % och att ingen fosforrening skedde innan anläggandet kan den antropogena fosforbelastningen på svenska vatten minskas med ca 14 %.

Återföring av fosfor till produktiv mark kommer troligen bli en allt hetare fråga inom en snar framtid. Mer fosfor kommer att behövas till produktion av energigrödor och till matproduktion för en växande befolkning samtidigt som de mest lättillgängliga och rena fosforkällorna sinar. Det är inte bara en naturvetenskaplig fråga, utan även en fråga om rättvisa och säkerhetspolitik. Det är inte en vild gissning att de fattigaste människorna kommer att bli lidande eftersom de inte kommer att ha råd att köpa fosfor då priserna stiger. Det är många instabila länder som har fosfortillgångar vilket gör det till en säkerhetspolitisk fråga att lösa fosforförsörjningen. Som en del i lösningen på detta globala problem kan småskaliga lokala lösningar för återföring av fosfor införas. Det skulle kunna handla om nätverk där bönder som behöver fosfor kan komma i kontakt med ägare till enskilda avlopp där hållbart, relativt rent fosfor finns att tillgå.

5. Slutsatser

Rotzonsanläggningen renar fosfor i hög grad, och tillsammans med övrig fosforrening i ACT Natural uppnås fosforrening på 90 % vilket motsvarar hög skyddsnivå enligt Naturvårdsverket. Ännu kan inga slutsatser om den långsiktiga reningsförmågan dras, det krävs fler studier under en längre tid för att rekommendera storskalig användning av rotzonsanläggningen. Det finns potential att återföra fosfor från rotzonsanläggningen eftersom det är en relativt ren fosforkälla med lättillgängligt fosfor.

6. Tackord

Ett stort tack till min handledare Maria Hansson, LU, min externa handledare Yngve Svensson på Alnarp Cleanwater Technology AB, växtekologen Pål-Axel Olsson, LU, för hjälp med val av växter, Charlotte Sparrenbom, geolog, för vägledning i laborationer för bestämning av sandens hydrauliska konduktivitet och porositet.

7. Referenser

Akvopedia, 2014, http://akvopedia.org/wiki/Horizontal_Subsurface_Flow_Constructed_Wetland, hämtad 2014-03-10.

Alnarp Cleanwater Technology AB, 2014, http://www.alnarpcleanwater.se/?page_id=33, hämtad 2014-05-08.

Ansola, G., Fernández, C., de Luis, E., 1995, Removal of organic matter and nutrients from urban wastewater by using an experimental emergent aquatic macrophyte system, *Ecological Engineering*, Vol 5: 13-19.

Arias, C.A., Del Bubba, M., Brix, H., 2001, Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds, *Water Research*, Vol 35: 1159–1168.

Arias, C.A., Brix, H., 2005, Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified?, *Water Science & Technology*, Vol 51: 267–273.

Avloppsguiden, 2014, www.avloppsguiden.se, hämtad 2014-05-07.

de-Bashan, L.E., Bashan, Y., 2004, Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003), *Water Research*, Vol 38: 4222–4246.

Baohua, G., Xin, Y., Jinhui, J., Ziqiang, T., Shuqing, A., Binhe, G., Ying, C., 2009, Phosphorus removal ability of three inexpensive substrates: Physicochemical properties and application, *Ecological Engineering*, Vol 35: 576-581.

Boesch, D., Hecky, R., Chair, C.O., Schindler, D., Seitzinger, S., 2006, Eutrophication of Swedish seas, Rapport 5509, Swedish environmental protection agency, Stockholm, Sweden.

Brandt, M., Ejhed, H., 2002, TRK, Transport-Retention-Källfördelning, Belastning på havet. Naturvårdsverket, rapport 5247.

Brix, H., 1998, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe, In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haber, B., (Eds), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 123–152.

Brix, H., 1997, Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science & Technology*, Vol 35: 11–17.

Brix, H., 2000, Ny brug af rodzoneanlæg, *Vedvarende energi & miljø*, Vol 6: 26-27.

Brix, H., 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: 491-500.

- Brooks, A. S., Rozenwald M.N., Geohring, L.D., Lion, L.W., Steenhuis, T.S., 2000, Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate, *Ecological Engineering*, Vol 15: 121–132.
- Bötter, H. 2003, Utvärdering av ett ekotekniskt reningssystem för avskiljning av fosfor och kväve. TRITA-LWR, KTH, Stockholm, 22 p.
- Chiarawatchai, N., Heers, M. and Otterpohl, R., 2008, Criteria for determining alternative plants to improve the resource recovery efficiency in constructed wetlands, *Water Science & Technology*, Vol 58: 1665-1670.
- Christensen, P.B., Nielsen, L.P., Sørensen, J. & Revsbech, N.P. 1991. Denitrifikation i våd- och vandområder. In: Frier, J-O. (ed), Kvaestof, fosfor og organisk stof i jord- og vandmiljøet. Rapport fra konsensuskonference 1991. Miljøstyrelsen, Köpenhamn.
- Ciupa R., 1996, The experience in the operation of constructed wetlands in North-Eastern Poland. Proceedings of the Fifth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna, Austria, Vol 2.
- Coleman, J., Hensch, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonnette, G., Skousen, J., 2001, Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands, *Water, Air and Soil Pollution*, Vol 128: 283-295.
- Cooper, P.F, Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E., 1996, Reed beds and constructed wetlands for waste water treatment, WRC publications Medmenham, Marlow, UK.
- Cooper, D., Griffin, P., Cooper, P. 2005., Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent, *Water Science & Technology*, 51: 127-135.
- Cordell, D., Drangert, J-O., White, S., 2009, The story of phosphorus: Global food security and food for thought, *Global Environmental Change*, Vol 19: 292–305.
- Drizo, A., Frost, C.A., Smith, K.A., Grace, J., 1997, Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate, *Water Science & Technology*, 35: 95–102.
- Dunne, E.J., Reddy, K.R., 2005, Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds, In: Dunne, E.J., Reddy, K.R., Carton, O.T. (Eds.), Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution, Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands , pp 105-119.
- Eveborn, D., Gustafsson, J.P., Holm, C., Svenskt Vatten Utveckling, 2009, Fosfor i infiltrationsbäddar – fastläggning, rörlighet och bedömningsmetoder, Rapport Nr 2009-07.
- Eveborn, D., Kong, D., Gustafsson, J.P, 2012, Wastewater treatment by soil infiltration: Long-term phosphorus removal, *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol 140-141: 24-33.
- Eveborn, D., 2013, Sustainable phosphorous removal in onsite wastewater treatment, KTH, land and water resources engineering.
- Gasiunas, V., Strusevicius, Z., Struseviciene, M-S., 2005, Pollutant Removal by Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands in Lithuania, *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 40: 1467-1478.

- Gerritse, R.G., 1993, Prediction of travel times of phosphate in soils at a disposal site for wastewater, *Water Research*, 27: 263–267.
- Grace, J.B., Harrison, J.S., 1986, The biology of Canadian weeds: 73. *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L., and *Typha xglauca* Godr., *Canadian Journal of Plant Science*, Vol 66: 361-379.
- Granéli, W., Solander, D., 1988, Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes, *Hydrobiologia*, Vol 170: 245-266.
- Guppy, C.N.; Menzies, N.W.; Moody, P.W.; Blamey, F.P.C., 2005, Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review, *Australian Journal of Soil Research*, 43: 189–202.
- Invasive Plant Atlas of New England,
http://www.eddmaps.org/ipane/ipanespecies/grass/Glyceria_maxima.htm, hämtad 2014-05-19.
- Jacobs, J., M., Graves and Mangold, J., 2010, Plant guide for paleyellow iris (*Iris pseudacorus*), USDA-Natural Resources Conservation Service, Montana State Office, Bozeman, Montana 59715.
- Jenssen, P.D., Maelum, T., Krogstad, T., 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: 1343-1353.
- Jenssen, P.D., Maelum, T., Krogstad, T., 1993, Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments, *Water Science & Technology*, Vol 28: 149-157.
- Johansson, L., 1997, The use of LECA (Light Expanded Clay Aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater, *Water Science & Technology*, 35: 87–93.
- Johnston C.A., 1993, Mechanisms of wetland-water quality interaction. In: Moshiri G.A. (ed), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 293–299.
- Kvarnström, M.E., Morel, C.A.L., Krogstad, T., 2004, Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems, *Ecological Engineering*, 22: 1-15.
- Lai, W-L., Wang, S-Q., Peng, C-L., Chen, Z-H., 2011, Root features related to plant growth and nutrient removal of 35 wetland plants, *Water Research*, 45: 3941-3950.
- Lantzke, I.R., Heritage, A.D., Pistillo, G., Mitchell, D.S., 1998, Phosphorous removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow, *Water Research*, Vol 32: 1280-1286.
- Li, L., Yang, Y., Tam, N. F.Y., Yang, L., Mei, X-Q., Yang, F-J., 2013, Growth characteristics of six wetland plants and their influences on domestic wastewater treatment efficiency, *Ecological Engineering*, Vol 60: 382–392.
- Lindsay, A.L., 1979, *Chemical equilibria in soils*, John Wiley and Sons, New York.
- Länsstyrelserna, Stockholm, Västra Götaland och Skåne, 2009, Tillsyn på minireningsverk inklusive mätning av funktion, Rapport 2009:07.

Moore, PA., Reddy, KR., 1994, Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of lake Okeechobee, Florida, *Journal of Environmental Quality*, Vol 23: 955-96.

Naturvårdsverket, 2004, Kunskapsläget om enskilda avlopp i Sveriges kommuner - En enkätstudie. Rapport 5415 Helene Ejhed, Milla Malander, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Håkan Staaf, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 1995, Vad innehåller avlopp från hushåll? Rapport 4425.

Naturvårdsverket, 2008, Små avloppsanläggningar – handbok till allmänna råd, Handbok 2008:3.

Naturvårdsverket, 2013, Hållbar återföring av fosfor-Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen, rapport 6580.

Netter, R., 1992, The purification efficiency of planted soil filters for wastewater treatment, *Water Science & Technology*, 26: 2317–2320.

Nilsson, P., 1990, Infiltration of wastewater - an applied study on treatment of wastewater by soil infiltration. Rapport 1002, Dept. Environ. Eng., Lunds Universitet, Sverige.

Pant, H.K., Reddy, K.R., Lemon, E., 2001, Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetlands, *Ecological Engineering*, 17: 345-355.

Patrick Jr. W.H., Khalid, R.A., 1974, Phosphate release and sorption by soils and sediments: effect of aerobic and anaerobic conditions, *Science*, 186: 53–55.

Polomski, R., White, S., Bielenberg, D., Bridges, W., Klaine, S., Albano, J.P., Whitwell, T. 2010. Effect of N:P ratio of influent on biomass, nutrient allocation, and recovery of *Typha latifolia* and *Canna* 'Bengal Tiger' in a laboratory-scale constructed wetland,
Hämtas: <http://www.usawaterquality.org/conferences/2010/PDF's/Polomski>.

Reddy, K.R., Patrick, W.H., Lindau, C.W., 1989, Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands, *Limnology & Oceanography*, 34: 1004-1013.

Rhue, RD., Harris, WG., 1999, Phosphorus sorption desorption reactions in soils and sediments, In: Reddy, KR., OConnor, GA., Schelske, CL., (eds), Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems, Conference: Symposium on Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems. pp. 187-206.

Richardson, C.J., 1985, Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in fresh-water wetlands, *Science*, Vol 228: 1424-1427.

Richardson, C.J., Marshall, P.E., 1986, Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland, *Ecological monographs*, Vol 56: 279-302.

Ruilian, S., & Jian, L., 2013, Eco-physiological characteristics of three emergent macrophyte species to concentration changes of COD, nitrogen and phosphorus,
Hämtas: http://www.paper.edu.cn/en_releasepaper/content/4559293.

Rustige, H., Tomac, I., Höner, G., 2003, Investigations on phosphorus retention in subsurface flow

constructed wetlands, *Water Science & Technology*, Vol 48: 67–74.

Sakadevan, K. Bavor, H.J., 1998, Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems, *Water Research*, 32: 393–399.

SGU – Sveriges geologiska undersökning, 1986, Provisoriska översiktliga berggrundskartan Malmö, Ser. Ba, nr 40.

Skoog, A., 2007, Våtmarker i urbana miljöer, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

SMED – Svenska MiljöEmissionsData, 2006, Utsläpp av fosfor från enskilda avlopp, slutrapport, Marianne Eriksson, SCB, Mikael Olshammar, IVL, SMED Rapport Nr 4.

Sundblad, Wittgren, 1989, *Glyceria maxima* for wastewater nutrient removal and forage production, *Biological wastes*, 27: 29-42.

Svenskt Vatten, 2014, <http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Avlopp-och-Miljo/Biologisk-fosforrening/> hämtat 2014-04-07.

Södertörns miljö och hälsoskyddsförbund, 2011, Elisabet Sandberg, Tillsynskampanj 2010-2011 minireningsverk – tillsyn av befintliga äldre minireningsverk på respektive fastighet.

Tanner, CC., 1996, Plants for constructed wetland treatment systems - A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species, *Ecological Engineering*, Vol 7: 59-83.

Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H., 2002, Våtmarksboken, Vattenstrategiska forskningsprogrammet (VASTRA), Göteborg.

Tylová, E., Steinbachová, L., Soukup, A., Gloser, V., Votrubová, O., 2013, Pore water N:P and $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ alter the response of *Phragmites australis* and *Glyceria maxima* to extreme nutrient regimes, *Hydrobiologia*, Vol 700: 141-155.

USDA – United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, <http://plants.usda.gov/java/charProfile?symbol=TYLA>, hämtad 2014-05-18.

Vohla, C., Pöldvere, E., Noorvee, A., Kuusemets, V., Mander, Ü., 2005, Alternative Filter Media for Phosphorous Removal in a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland, *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 40: 1251-1264.

Vohla, C., Köiva, M., Bavorb, H. J., Chazarenc, F., Mander, Ü., 2011, Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review, *Ecological Engineering*, Vol 37: 70–89.

Vymazal, J., 2007, Removal of nutrients in various types of constructed wetlands, *Science of the Total Environment*, Vol 380: 48-65.

Vymazal, J (Ed.), 2011, Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands, 375 p.

World Resources Forum, 2014, <http://www.worldresourcesforum.org/resource-snapshot-5-phosphorus>, hämtad 2014-05-19.

Xu, D., Xu, J., He, Y., Huang, P. M., 2009, Effect of Iron Plaque Formation on Phosphorus Accumulation and Availability in the Rhizosphere of Wetland Plants, *Water Air and Soil Pollution*, 200: 79–87.

Zurayk, R., Nimah, M., Geha, Y., Rizk, C., 1997, Phosphorus retention in the soil matrix of constructed wetlands, *Communications in soil science and plant analysis*, Vol 28: 521-535.



LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning

Centrum för klimat- och
miljöforskning

Ekologihuset

22362 Lund